

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID

FACULTAD DE CIENCIAS GEOLÓGICAS

Departamento de Geodinámica



TESIS DOCTORAL

Estudio de los procesos erosivos en taludes de infraestructuras lineales en la cuenca sedimentaria de Madrid. Implicaciones en la restauración ecológica

MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR

PRESENTADA POR

Fernando Barbero Abolafio

Directores

**Saturnino de Alba Alonso
José Francisco Martín Duque**

Madrid, 2013

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID

FACULTAD DE CIENCIAS GEOLÓGICAS

DEPARTAMENTO DE GEODINÁMICA

Madrid, 2012



**ESTUDIO DE LOS PROCESOS EROSIVOS EN TALUDES
DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES EN LA CUENCA
SEDIMENTARIA DE MADRID. IMPLICACIONES EN LA
RESTAURACIÓN ECOLÓGICA**

MEMORIA PRESENTADA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR EN CIENCIAS GEOLÓGICAS
POR:

FERNANDO BARBERO ABOLAFIO

DEPARTAMENTO DE GEODINÁMICA, UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID (UCM)

INSTITUTO DE GEOCIENCIAS -IGEO (CSIC - UCM)

ESTA TESIS DOCTORAL HA SIDO REALIZADA EN LA UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID Y
HA SIDO DIRIGIDA POR:

SATURNINO DE ALBA ALONSO

DEPARTAMENTO DE GEODINÁMICA, UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID (UCM)

INSTITUTO DE GEOCIENCIAS -IGEO (CSIC - UCM)

JOSÉ FRANCISCO MARTÍN DUQUE

DEPARTAMENTO DE GEODINÁMICA, UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID (UCM)

INSTITUTO DE GEOCIENCIAS -IGEO (CSIC - UCM)

VºBº

VºBº

Fdo: SATURNINO DE ALBA ALONSO

Fdo: JOSE FRANCISCO MARTÍN DUQUE

AGRADECIMIENTOS

Esta tesis doctoral se ha realizado en el marco del proyecto CLEAM-CÉNIT (Construcción Limpia Eficiente y Amigable con el Medioambiente), desarrollado entre los años 2007 a 2010 y financiado por el Centro para el Desarrollo Tecnológico e Industrial (CDTI), organismo autónomo dependiente en ese periodo del entonces denominado Ministerio de Industria, Turismo y Comercio (MITC). Dentro de ese proyecto, un grupo formado por personal del servicio de I+D+I de la empresa constructora Obrascón Huarte Lain S.A. (OHL) y por investigadores de las Facultades de Ciencias Biológicas y Geológicas de la Universidad Complutense de Madrid (UCM), grupo OHL-UCM, se ocupó de la “Caracterización de los procesos ecológicos en el entorno de las infraestructuras y evaluación de su potencial para la conservación de la biodiversidad, del paisaje y del patrimonio natural”. Y esta tesis es uno de los principales resultados de esa tarea.

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a todos aquellos que han hecho posible la realización de esta tesis doctoral:

A Saturnino de Alba Alonso y a José Francisco Martín Duque, por haberme dado la oportunidad de formar parte de este proyecto, por haberme dirigido con gran dedicación, y por sus imprescindibles consejos y ayudas.

A todos los compañeros del proyecto CLEAM-CENIT del departamento de Biología Vegetal I de la UCM. Especialmente a Ana Vázquez, por su gran ayuda en los asuntos administrativos, y a Rocío de Tejas, Sandra Magro, M^a Dolores Jiménez, Miguel Ángel Casado, Luis Balaguer, y también Ana Vázquez de nuevo, por su excelente colaboración en la planificación de los diseños experimentales y por compartir todo su conocimiento.

A Iñaki Mola, del servicio de I+D+I de la empresa constructora Obrascón Huarte Lain S.A. (OHL), por su excelente capacidad en la gestión de este proyecto y en la planificación de los diseños experimentales, y también por sus innumerables consejos.

A todos los becarios y miembros del Departamento de Geodinámica de la UCM, por ayudarme siempre en todo lo que he necesitado. Especialmente, a María Alcázar e Ivón Cermeño, por el constante apoyo durante el transcurso de esta tesis doctoral, y a Guillermo Pinto, por su inestimable ayuda en los trabajos de laboratorio.

A Victor Claassen, investigador del Departamento “Land, Air and Water Resources” de la Universidad de California (UC Davis, EEUU), con el que realicé una estancia de tres meses. Agradezco que me permitiera participar en sus proyectos de investigación y de restauración de taludes y otros ambientes degradados de California, y por compartir su gran experiencia acumulada durante décadas de gran entrega a la restauración.

A Arek Fristensky, investigador del Departamento “Land, Air and Water Resources” de la Universidad de California (UC Davis, EEUU), por compartir sus valiosos conocimientos hidrológicos adquiridos en sus investigaciones en taludes de carretera de EEUU.

A Jim Hanson, arquitecto del paisaje de la división de construcción del Departamento de Transportes de California (CALTRANS), por su gran disposición y cooperación para mostrarme algunos de los planes de restauración más novedosos aplicados en los taludes del entorno de San Francisco (California).

A Carlos Lacasta y resto de personal de la Finca Experimental La Higuera (CSIC, Toledo) por las facilidades y apoyo proporcionados para el desarrollo de las investigaciones efectuadas en el talud experimental construido en la finca.

A Luis Conrado y al resto de los miembros de la concesionaria de las autopistas del entorno de Toledo, y a todos los miembros de la concesionaria de OHL en las carreteras M12 y M13 del entorno del aeropuerto de Barajas, por su gran colaboración, eficacia y apoyo siempre que lo he requerido.

También he recibido el soporte de cuatro proyectos más de investigación. Los tres primeros presentan unos objetivos convergentes con los del CLEAM-CENIT, aunque en diferentes medios. Uno de estos proyectos se sitúa en el medio minero: “Mejora de la eficiencia ecológica y económica de las restauraciones mineras mediante reconstrucciones geomorfológicas que favorecen el control hidrológico, CGL2010-21754-CO2-01”. Los otros dos se sitúan en el medio agrícola: “Influencia de los sistemas de manejo agrícola sobre la degradación del suelo por erosión. Efectos erosivos de los episodios extremos, AGL-2004-00650”; y “Redistribución mecánica del suelo por las prácticas de laboreo en Castilla-La Mancha. Efectos sobre la modificación del relieve y sobre la calidad del suelo, su degradación y productividad potencial, Plan Regional de Investigación de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha”. El cuarto proyecto es un Programa entre Grupos de Investigación de la Comunidad de Madrid, REMEDINAL-2: Restauración y Conservación de los Ecosistemas Madrileños: Respuesta frente al Cambio Global (Ref: S2009/AMB-1783).

Finalmente, agradezco a Estela Barroso, Javier Catalán, Álvaro Martín e Iván Martín, el increíble esfuerzo efectuado durante la realización de sus respectivos trabajos de fin de Máster o de fin de carrera, y por su imprescindible y generosa colaboración en gran parte de los diseños experimentales incluidos en esta tesis.

ÍNDICE

<u>1. RESUMEN</u>	1
<u>2. INTRODUCCIÓN</u>	7
2.1. LA CONSTRUCCIÓN DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES COMO PROCESO GEOMORFOLÓGICO	9
2.2. IMPACTOS Y EFECTOS DERIVADOS DE LA CONSTRUCCIÓN DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES	11
2.2.1. Impactos geomorfológicos e hidrológicos derivados de la construcción de infraestructuras lineales.....	12
2.2.1.1. Modificación de las condiciones hidrológicas y geomorfológicas locales	12
2.2.1.2. Modificación de las condiciones hidrológicas y geomorfológicas del entorno	16
2.2.2. Impactos ecológicos derivados de la construcción de infraestructuras lineales	20
2.2.2.1. Impactos ecológicos derivados de la alteración de los procesos hidrológicos, geomorfológicos y del corte de las redes paisajísticas	20
2.2.2.2. Impactos ecológicos en la vegetación y la vida silvestre.....	22
2.3. RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN ÁREAS AFECTADAS POR LA CONSTRUCCIÓN DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES	27
2.3.1. Conectividad entre áreas perturbadas por la transformación del paisaje. Corredores ecológicos.....	29
2.3.2. Corrección y prevención de los efectos on-site y off-site derivados de la construcción de infraestructuras lineales.....	31
2.3.2.1. Corrección y prevención de los efectos on-site.....	31
2.3.2.2. Corrección y prevención de los efectos off-site.....	32
2.3.3. Restauración ecológica de taludes de infraestructuras lineales en áreas de clima Mediterráneo.....	34
2.3.3.1. Limitantes al establecimiento de la vegetación en taludes de áreas con clima Mediterráneo.....	36
2.3.3.1.1. <i>Influencia de la agresividad climática y del estrés hídrico mediterráneos en la restauración de taludes</i>	36
2.3.3.1.2. <i>Disponibilidad de semillas en taludes con clima Mediterráneo</i>	39
2.3.3.1.3. <i>Efecto de la microtopografía en el desarrollo de la vegetación y en el control de la erosión</i>	40
2.3.3.1.4. <i>El papel de los nutrientes y de otros elementos químicos del suelo en la restauración de taludes</i>	41
2.3.3.1.5. <i>Diferencias en la restauración de desmontes y terraplenes</i>	44

2.3.4. Importancia del tipo de construcción de los taludes en el éxito de la restauración	45
2.3.4.1. Influencia de la longitud de la pendiente, del ángulo de la pendiente y de la orientación en la restauración de taludes.....	48
2.3.4.2. Modificación de las formas paisajísticas y de la topografía del terreno	50
2.3.4.2.1. <i>Landform grading o remodelado de las formas del terreno</i>	51
2.3.4.2.2. <i>Contour grading o contornos adaptados y redondeado de los taludes</i>	52
2.3.4.2.3. <i>Beneficios para la restauración ecológica de taludes remodelados con las técnicas de contour grading y landform grading</i>	52
2.3.5. Tratamientos para la restauración de taludes	54
2.3.5.1. Acabados superficiales dirigidos a favorecer la restauración ecológica	55
2.3.5.1.1. <i>Técnicas de descompactación</i>	57
2.3.5.1.2. <i>Técnicas para aumentar la rugosidad o soil roughening</i>	58
2.3.5.2. La siembra directa	60
2.3.5.3. La hidrosiembra	61
2.3.5.4. El manejo de los nutrientes del suelo	63
2.3.5.5. El uso de la tierra vegetal.....	65
2.3.5.6. El uso del compostaje o compost	68
2.3.5.7. El uso del mulch orgánico	70
2.3.5.8. Combinación de tratamientos en la restauración de taludes	73
2.4. LA EROSIÓN EN TALUDES DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES.....	81
2.4.1. Importancia y problemática de la erosión hídrica en la degradación del suelo en ambientes mediterráneos.....	82
2.4.1.1. Eventos extremos de precipitación. Influencia del cambio climático	83
2.4.1.2. Tipos de erosión que se desarrollan en la superficie de los taludes	84
2.4.2. Tasa de erosión máxima admisible para taludes	87
2.4.3. Interacciones erosión-suelo-vegetación	90
2.4.3.1. Efectos de la erosión sobre la vegetación.....	90
2.4.3.2. Efectos de la vegetación sobre la erosión.....	92
2.4.3.3. Mecanismos de retroalimentación entre la erosión y la vegetación	93
2.4.3.4. Importancia del suelo en los procesos erosivos y en la revegetación.....	95
2.4.3.5. Importancia de la estructura del suelo y de su estado de agregación frente a la erosión	96
2.5. OBJETIVOS GENERALES.....	98

3. MATERIAL Y MÉTODOS.....99

3.1. UBICACIÓN DE LOS ESCENARIOS Y DE LOS DISEÑOS EXPERIMENTALES: LA CUENCA SEDIMENTARIA DE MADRID	103
3.2. CARACTERIZACIÓN DE FORMAS Y PROCESOS GEOMORFOLÓGICOS ACTIVOS EN LOS DESMONTES OBJETO DE ESTUDIO	106
3.3. USO DEL LÁSER ESCÁNER TERRESTRE (TLS) PARA LA CUANTIFICACIÓN DE PROCESOS EROSIVOS EN TALUDES DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES.....	109
3.3.1. Preparación de las nubes de puntos para su tratamiento y creación de Modelos Digitales de Elevación (MDEs) de alta resolución.....	111

4. CARACTERIZACIÓN DE LAS REDES DE DRENAJE DESARROLLADAS EN DESMONTES MEDIANTE LÁSER ESCÁNER TERRESTRE (TLS). INFLUENCIA DE LOS FACTORES LITOLOGÍA Y MORFOLOGÍA 115

4.1. INTRODUCCIÓN	117
4.2. HIPÓTESIS DE TRABAJO	118
4.3. OBJETIVOS	119
4.4. MATERIAL Y MÉTODOS.....	120
4.4.1. Área de estudio.....	120
4.4.2. Estado erosivo de las infraestructuras lineales del entorno de la ciudad de Toledo.....	122
4.4.3. Caracterización de los desmontes estudiados	124
4.4.3.1. Comportamiento erosivo en función de la litología	124
4.4.3.2. Comportamiento erosivo en función de la morfología	125
4.4.3.3. Caracterización topográfica a partir de los datos obtenidos con el TLS	126
4.4.4. Reconstrucción de la superficie original de los desmontes y análisis de las redes de drenaje (software Polyworks)	128
4.4.4.1. Reconstrucción de la superficie original de los desmontes.....	128
4.4.4.2. Cartografía de las redes de drenaje de los desmontes.....	129
4.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	130
4.5.1. Estimación del volumen de suelo perdido por erosión hídrica.....	130
4.5.2. Análisis de las cartografías de las redes de drenaje.....	139
4.6. CONCLUSIONES.....	142

<u>5. ESTIMACIÓN DE LA EROSIÓN POR SEEPAGE EN TALUDES MEDIANTE EL USO DEL LÁSER ESCÁNER TERRESTRE (TLS)</u>	145
5.1. INTRODUCCIÓN	147
5.1.1. Introducción a la hidrogeología de los taludes de infraestructuras lineales	148
5.1.2. Introducción a la erosión por seepage	150
5.1.3. Erosión por seepage en taludes de infraestructuras lineales	151
5.2. HIPÓTESIS DE TRABAJO	153
5.3. OBJETIVOS	154
5.4. MATERIAL Y MÉTODOS.....	155
5.4.1. Área de estudio.....	155
5.4.2. Análisis de las precipitaciones	159
5.4.3. Análisis de la litología y de algunas propiedades de los suelos del talud	161
5.4.4. Modificaciones de la hidrología local generadas en la fase de construcción de la infraestructura.....	164
5.4.5. Caracterización topográfica y estudio de la erosión por seepage con el TLS	168
5.4.5.1. Caracterización topográfica a partir de los datos obtenidos con el TLS	168
5.4.5.2. Reconstrucción de la superficie original de los desmontes para la estimación del suelo movilizado por la erosión por seepage.....	170
5.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	171
5.5.1. Caracterización topográfica de las secciones del desmonte afectadas por la erosión por seepage.....	171
5.5.1.1. Evolución geomorfológica de las áreas del desmonte afectadas por la erosión por seepage	172
5.5.2. Análisis de la morfología y de la distribución de suelo del desmonte afectado por la erosión por seepage	177
5.6. CONCLUSIONES.....	182

<u>6. ESTIMACIÓN DE LA EROSIÓN HÍDRICA EN TALUDES DEL ENTORNO DE BARAJAS. ANÁLISIS DE LOS FACTORES IMPLICADOS</u>	185
6.1. INTRODUCCIÓN	187
6.1.1. Métodos de estimación de pérdida de suelo	188
6.2. HIPÓTESIS DE TRABAJO	190
6.3. OBJETIVOS	191
6.4. MATERIAL Y MÉTODOS	192
6.4.1. Área de estudio	192
6.4.2. Estimación de la erosión del suelo mediante trampas de sedimentos (sediment fences)	194
6.4.3. Localización de las trampas de sedimento en función de la orientación	196
6.4.4. Registro de la cantidad e intensidad de cada episodio de precipitación mediante pluviógrafos	197
6.4.5. Unidades con Cubierta Vegetal Homogénea (UCVHs): caracterización y seguimiento	198
6.4.6. Descripción de las características topográficas de cada desmonte	202
6.4.7. Estratigrafía y propiedades del suelo de los desmontes estudiados	203
6.4.7.1. Columnas estratigráficas	203
6.4.7.2. Propiedades del suelo	206
6.4.8. Análisis estadístico	210
6.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	211
6.5.1. Análisis de la producción de sedimentos	211
6.5.2. Análisis de la pluviometría. producción de sedimentos en función de la pluviometría	213
6.5.3. Influencia de las propiedades topográficas de los desmontes en la producción de sedimentos	215
6.5.4. Influencia de la orientación de los desmontes en la producción de sedimentos y en la cubierta vegetal	217
6.5.5. Influencia de las propiedades del suelo en la producción de sedimentos y en la cubierta vegetal	220
6.5.6. Interacción entre las unidades con cubierta vegetal homogénea (UCVHs) con las propiedades del suelo. Influencia en la producción de sedimentos y en la cubierta vegetal	225
6.6. CONCLUSIONES	231

<u>7. CARACTERIZACIÓN Y VALIDACIÓN DE LOS EFECTOS SOBRE EL SUELO PRODUCIDOS POR EL ACABADO SUPERFICIAL CON UN APERO EN UN TALUD EXPERIMENTAL</u>	235
7.1. INTRODUCCIÓN	237
7.1.1. Ventajas y limitaciones de las microparcels para este estudio.....	238
7.2. HIPÓTESIS DE TRABAJO	239
7.3. OBJETIVOS GENERALES.....	240
7.4. MATERIAL Y MÉTODOS.....	241
7.4.1. Área de estudio.....	241
7.4.2. Construcción del desmonte experimental	243
7.4.3. Tratamiento con el apero de distintos sectores del desmonte	244
7.5. TALUD EXPERIMENTAL LA HIGUERUELA-I. EXPERIMENTACIÓN BAJO LLUVIA NATURAL	245
7.5.1. Objetivos de la experimentación bajo lluvia natural.....	245
7.5.2. Construcción de las microparcels.....	246
7.5.3. Monitorización.....	248
7.5.4. Resultados y discusión.....	249
7.5.4.1. Análisis de suelos	249
7.5.4.2. Análisis de los datos de lluvia.....	249
7.5.4.3. Análisis de la producción de sedimentos y de escorrentía por procesos de erosión hídrica	250
7.5.4.4. Análisis de la producción de sedimentos por transporte en seco.....	253
7.5.4.5. Durabilidad de los efectos del apero	255
7.5.5. Conclusiones específicas	258
7.6. TALUD EXPERIMENTAL LA HIGUERUELA-II. EXPERIMENTACIÓN CON SIMULACIÓN DE LLUVIA.....	259
7.6.1. Objetivos de la experimentación con simulación de lluvia	259
7.6.2. Construcción de las microparcels.....	260
7.6.3. Instrumentación utilizada en las simulaciones de lluvia	262
7.6.4. Monitorización.....	264
7.6.5. Resultados y discusión.....	268
7.6.5.1. Análisis de suelos	268
7.6.5.2. Análisis de los datos de las simulaciones de lluvia	269

7.6.5.3. Humedad del suelo	273
7.6.5.4. Caracterización de los efectos del apero sobre las propiedades físicas de la capa superficial del suelo	275
7.6.6. Conclusiones específicas	280
7.7. CONCLUSIONES.....	282

8. EVALUACIÓN DE ALGUNAS TÉCNICAS DE ACABADO SUPERFICIAL Y LA APLICACIÓN DE TIERRA VEGETAL EN TALUDES DE LA CARRETERA M-224 (MADRID)..... 283

8.1. INTRODUCCIÓN	285
8.2. HIPÓTESIS DE TRABAJO	286
8.3. OBJETIVOS	287
8.4. MATERIAL Y MÉTODOS.....	288
8.4.1. Área de estudio.....	288
8.4.2. Estratigrafía y propiedades del suelo de los desmontes estudiados	290
8.4.3. Diseño experimental	292
8.4.4. Caracterización de las propiedades topográficas, microtopográficas y evolución geomorfológica del desmonte mediante el Laser Escáner Terrestre (TLS).....	295
8.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	302
8.5.1. Caracterización de los procesos de pérdida de suelo asociados a la geomorfología local.....	302
8.5.2. Estimación del error de referenciación espacial	306
8.5.3. Determinación de las características topográficas del desmonte. Influencia en la estabilidad superficial.....	307
8.5.4. Distribución y volumen de la tierra vegetal aplicada en el desmonte.....	309
8.5.5. Análisis de la rugosidad	312
8.5.5. Seguimiento de los tratamientos después de un año desde su aplicación	319
8.6. CONCLUSIONES.....	321

9. DISCUSIÓN 323

9.1. LA CONSTRUCCIÓN DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES COMO PROCESO GEOMORFOLÓGICO	326
9.2. EL ESTADO DEL ARTE DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE TALUDES EN ÁREAS MEDITERRÁNEAS	328
9.3. EL ESTADO Y EL COMPORTAMIENTO EROSIVO DE LOS DESMONTES MONITORIZADOS DE LA CUENCA SEDIMENTARIA DE MADRID	334
9.4. INFLUENCIA DE LOS DIFERENTES FACTORES ESTUDIADOS EN LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE LOS TALUDES DE LA CUENCA SEDIMENTARIA DE MADRID	342

10. CONCLUSIONES 349

10.1. CONCLUSIONES SOBRE EL ESTADO EROSIVO DE LOS TALUDES MONITORIZADOS DE LA CUENCA SEDIMENTARIA DE MADRID	351
10.2. CONCLUSIONES SOBRE LOS EFECTOS DEL ACABADO SUPERFICIAL DE UN APERO, DISEÑADO EN EL MARCO DE ESTA TESIS DOCTORAL, PARA LA MEJORA DE LAS CONDICIONES ABIÓTICAS Y LA RETENCIÓN DE LA TIERRA VEGETAL EN TALUDES	354
10.3. CONCLUSIONES APLICABLES PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES EN ÁREAS DE CLIMA MEDITERRÁNEO	355
10.4. LA CONTINUIDAD DEL ESTUDIO DE LOS PROCESOS DE PÉRDIDA DE SUELO EN TALUDES PARA FAVORECER SU RESTAURACIÓN ECOLÓGICA	357
10.5. CONCLUSIONES METODOLÓGICAS.....	359

11. BIBLIOGRAFÍA 361

12. ANEXOS 395

1. RESUMEN

De la revisión de la bibliografía sobre la restauración de taludes contruidos sobre materiales no consolidados del entorno Mediterráneo, y posteriormente, de su contraste con los experimentos efectuados en el marco de esta tesis doctoral, se ha concluido que este tipo de "escenarios" presentan unos condicionantes climáticos y unas propiedades físicas que los hace muy vulnerables a los procesos de erosión hídrica, lo que dificulta enormemente su restauración. En consecuencia, el panorama actual de los taludes contruidos sobre materiales no consolidados del entorno Mediterráneo muestra, en general, superficies muy degradadas, en las que se pueden observar las huellas dejadas por los intensos procesos de erosión hídrica.

Desde nuestra interpretación, el entendimiento de los procesos geomorfológicos activos que se desarrollan sobre este tipo de taludes supone un gran desafío científico y técnico. A su vez, la comprensión de los procesos de erosión que se desarrollan en estas superficies puede constituir el primer paso para obtener un control eficiente de los mismos, que comprendería desde las primeras fases de su diseño hasta las posteriores fases de su restauración.

En esta tesis doctoral se han estudiado taludes de infraestructuras lineales contruidos sobre materiales sedimentarios no consolidados de edad Miocena, distribuidos en las diferentes facies de la Cuenca Sedimentaria de Madrid. Dentro del conjunto de los taludes de infraestructuras lineales, formados por desmontes y terraplenes, estas investigaciones se han centrado en los desmontes, dado que son éstos los que suelen presentar una mayor dificultad para su restauración.

En total, se han monitorizado cinco escenarios. Cuatro de ellos se localizan en desmontes "reales" de infraestructuras lineales, que son: el entorno de la ciudad de Toledo, la autovía A1 a la altura de El Molar, la carretera M-224 en Torres de la Alameda y el entorno del aeropuerto de Barajas; el quinto se sitúa sobre un desmonte experimental *ad hoc*, contruido en la finca La Higuera (Toledo).

Una gran parte del esfuerzo realizado en esta tesis doctoral se ha dirigido a caracterizar los procesos hidrológicos y erosivos que operan en los desmontes de estos escenarios, y en estimar la evolución geomorfológica que han sufrido desde su construcción. Este bloque de contenidos es similar a los estudios geomorfológicos descriptivos "tradicionales", realizados en otros ambientes, siendo nuestra principal contribución el hecho de que estas investigaciones se hayan realizado en desmontes de infraestructuras lineales, los cuales

constituyen un contexto geomorfológico en el que apenas se habían desarrollado hasta ahora análisis de este tipo.

Para todos los escenarios monitorizados, los procesos erosivos actuantes han sido desencadenados como consecuencia del proceso constructivo, debido a la modificación de la hidrología superficial y subterránea de los taludes y de su entorno. A partir de esta perturbación, se han descrito diferentes mecanismos de erosión en función de la litología y de la hidrología local, y se ha tipificado la evolución geomorfológica de cada escenario. En relación con los procesos de erosión que operan en estos cinco escenarios, tan sólo en uno de ellos, el desmonte monitorizado en la autovía A1 a la altura de El Molar, se ha identificado el desencadenamiento de fenómenos erosivos debidos a procesos del tipo *seepage*. En este escenario, la erosión por *seepage* se ha asociado a los siguientes condicionantes: a) unas condiciones hidrogeológicas propicias para que se pueda producir la erosión por *seepage*; b) un deficiente control y manejo de la escorrentía superficial en las áreas afectadas por los movimientos de tierras, realizados durante las fases de construcción de esta infraestructura. En cambio, los procesos de erosión asociados a la hidrología superficial han sido los que han controlado la evolución geomorfológica del resto de escenarios.

Para cuantificar la erosión ocurrida en los desmontes estudiados se han utilizado diferentes metodologías. Éstas han incluido: a) procedimientos más o menos estandarizados, tales como la recogida del material erosionado mediante trampas de sedimentos (*sediment fences*) o la recogida del material erosionado y de la escorrentía en microparcelas de erosión, tanto bajo lluvia natural como bajo simulaciones de lluvia; b) el uso del Láser Escáner Terrestre (*Terrestrial Laser Scanner*, TLS), una técnica relativamente novedosa, cuya aplicación a estos escenarios es pionera. En relación con ésta última técnica, cabe destacar que se han desarrollado procedimientos originales para tratar los datos obtenidos con el TLS, lo que ha permitido la caracterización de las redes de drenaje que se desarrollan en los desmontes, la cuantificación de volúmenes erosionados, la estimación de la rugosidad superficial o la estimación de volúmenes de tierra vegetal incorporada a los desmontes.

En tres de los cuatro escenarios "reales" situados en desmontes de infraestructuras lineales de la Cuenca Sedimentaria de Madrid (el entorno de la ciudad de Toledo, la autovía A1 a la altura de El Molar y la carretera M-224 a la altura de Torres de la Alameda) se han producido intensos procesos de erosión, que superan con creces las tasas de erosión que impiden un "correcto" desarrollo edáfico en desmontes, y por tanto su restauración ecológica. Esta tasa de erosión ha sido estimada a partir de la revisión de la bibliografía, y se ha establecido en $1 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$. En cambio, en el entorno del aeropuerto de Barajas, el otro escenario situado en infraestructuras lineales "reales" de la Cuenca de Madrid, se han obtenido tasas de erosión que varían hasta en tres órdenes de magnitud, entre 0.01-45.44

Mg·ha⁻¹·año⁻¹. Por tanto, para todos los desmontes de infraestructuras lineales monitorizados, el 80% muestra una actividad erosiva incompatible con una recuperación edáfica y vegetal, y con su restauración ecológica.

Durante el transcurso de los experimentos, se ha podido identificar cómo numerosos factores han resultado determinantes en el diferente comportamiento erosivo de los desmontes, tales como la morfología del perfil longitudinal, la orientación, la pendiente, la intensidad de la precipitación, la litología o los cambios estratigráficos locales. Además, la combinación de estos factores también ha resultado de gran relevancia en la respuesta erosiva de estos desmontes, lo que ha determinado que su comportamiento erosivo sea complejo y heterogéneo entre ellos, y que se generen gradientes erosivos y ecológicos a lo largo de sus perfiles longitudinales. Respecto a los factores que influyen en el diferente comportamiento ante la erosión hídrica de los desmontes estudiados, los resultados obtenidos en el entorno del aeropuerto de Barajas han resultado especialmente reveladores. Los más destacados han sido los siguientes:

- a) No existe una correlación significativa entre la precipitación total acumulada y los sedimentos producidos en cada episodio de precipitación monitorizado. En cambio, sí que existe correlación entre la producción de sedimentos y las intensidades máximas I_{60} , I_{30} , I_{15} e I_5 de cada episodio de precipitación. Estos resultados ponen de manifiesto la importancia de los denominados eventos extremos en el comportamiento erosivo y suponen un condicionante de primer orden para la restauración ecológica de taludes en áreas de clima Mediterráneo.
- b) Los desmontes orientados hacia el Sur y el Oeste experimentan valores de erosión superiores a los taludes orientados hacia el Norte y el Este respectivamente. Además, la orientación también ha resultado determinante en el porcentaje de cubierta vegetal de los desmontes. Así pues, la orientación es un factor muy a tener en cuenta en el comportamiento erosivo y en la restauración ecológica de este tipo de taludes.
- c) Se ha producido una correlación directa entre la Resistencia a Compresión Simple (RCS) media de cada parcela y la producción de sedimentos total acumulada. Así pues, se han relacionado valores bajos de RCS a superficies de suelo poco compactadas y disgregadas, a un aumento de la infiltración, y a la mejora de las condiciones locales del suelo que favorecen el desarrollo de la vegetación.
- d) A lo largo del perfil longitudinal de estos desmontes se han identificado una serie de teselas que hemos denominado Unidades con Cubierta Vegetal Homogénea (UCVHs). Se ha establecido que las variaciones estratigráficas locales a lo largo del perfil longitudinal de estos desmontes son las responsables de la aparición de las UCVHs, y de que se hayan producido numerosas correlaciones significativas entre la humedad, la rugosidad, la RCS, las distribuciones de partículas del suelo y la cubierta vegetal de las UCVHs. Así pues, en este escenario las variaciones estratigráficas locales modifican las

propiedades del suelo, promoviendo la aparición de gradientes ecológicos e influyendo en el desarrollo de la vegetación a nivel local, lo que repercute en el comportamiento erosivo y en la evolución geomorfológica de los desmontes.

Por tanto, en el desafío que supone el control de la erosión y la restauración ecológica de este tipo de taludes, la comprensión de que existe una heterogeneidad “de partida”, asociada por ejemplo a los cambios litológicos dentro del desmonte, juega un papel fundamental. Esta consideración coincide con parte de la bibliografía consultada, donde se sugiere que adaptar las diferentes posibilidades de restauración ecológica a las características específicas de los taludes objeto de actuación es lo más aconsejable, si lo que se pretende es obtener una restauración eficiente y duradera.

Para obtener una restauración ecológica de esos taludes es fundamental que la sucesión de las especies vegetales obtenidas a partir del proceso de restauración evolucione hacia una cubierta vegetal capaz de proteger al suelo de la erosión, y de favorecer su agregación y estructuración, maximizando los procesos de formación del suelo y minimizando los erosivos. Para ello, la bibliografía recoge múltiples opciones, entre las cuales aquí se ha experimentado con las que se refieren exclusivamente al manejo de la tierra vegetal (relativamente estandarizada, aunque con escasa experimentación respecto a su cuantificación) y la descompactación y el aumento de la rugosidad del suelo (en este caso, mucho más novedosas). Respecto a los tratamientos encaminados a favorecer la restauración ecológica de los desmontes, en el marco de esta tesis doctoral se ha diseñado un apero para mejorar las propiedades físicas del sustrato. Más concretamente, se ha concluido cómo el aumento de la rugosidad superficial producida por este apero, puede, por un lado, reducir la producción de sedimentos y de escorrentía y ayudar a mejorar las condiciones abióticas del suelo, y por el otro, favorecer la efectividad de otros tratamientos, como es mejorar la retención de la tierra vegetal extendida en un desmonte.

Estos resultados vienen a sumarse a una creciente cantidad de experiencias y publicaciones, en las que se muestra cómo el uso de técnicas convencionales en la restauración de taludes de infraestructuras lineales en áreas de clima Mediterráneo, tales como plantaciones, hidrosiembras “convencionales” o geotextiles, suelen acabar en fracaso. Todo ello nos permite afirmar que una gran parte de las medidas adoptadas en los planes de restauración de estos escenarios no suele tener en cuenta el desafío “intelectual” y técnico que supone restaurar este tipo de superficies. En este contexto, el uso de esas técnicas estándar, sin atender al manejo de la estabilidad física del sustrato, suele acabar en un claro fracaso de las restauraciones.

Ante la poca eficacia para controlar los procesos erosivos mediante estas medidas de restauración estándar en los escenarios objeto de análisis, la restauración ecológica se sitúa

como una opción a tener en cuenta. En este contexto, sobre la base de nuestras investigaciones, nos permitimos sugerir que para obtener su restauración ecológica se deberían incorporar, de entrada, no sólo tratamientos relacionados con el desarrollo de la vegetación y los nutrientes del suelo, sino con el manejo hidrológico, geomorfológico y de las propiedades físicas del sustrato. De incluirse estos aspectos, prevemos que no sólo se alcanzarían mayores beneficios ecológicos, sino también económicos y sociales. Los primeros son más evidentes y se detallan en el transcurso de esta tesis. Pero sucede que, además, económicamente, se reducirían los costes de mantenimiento, y socialmente, se mejoraría la seguridad y la aceptación por parte de la población de las infraestructuras.

A la vista de las conclusiones obtenidas en esta tesis doctoral sobre los procesos erosivos que se desarrollan en los desmontes de infraestructuras lineales en áreas de clima Mediterráneo, podemos afirmar que para que estas superficies presenten una estabilidad geomorfológica "adecuada", que pueda favorecer su restauración ecológica, son necesarios muchos más estudios de carácter científico y técnico. Estos estudios deberían tratar de mejorar el conocimiento sobre los factores y mecanismos que influyen en el diferente comportamiento erosivo de los taludes, que comprenden desde las fases de diseño y construcción, hasta las de su restauración.

2. INTRODUCCIÓN

2.1. LA CONSTRUCCIÓN DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES COMO PROCESO GEOMORFOLÓGICO

El movimiento de tierras asociado a la construcción de infraestructuras lineales constituye uno de los procesos geomorfológicos más activos y efectivos a escala global. Hooke (1994), estimó que la construcción de carreteras en EE.UU. movilizaba $3 \text{ Gt} \cdot \text{año}^{-1}$ de sedimentos. Esta cifra suponía casi el 40% del total de movimientos de tierras por actividades humanas en EE.UU., completado por $1 \text{ Gt} \cdot \text{año}^{-1}$ de la urbanización y $3.8 \text{ Gt} \cdot \text{año}^{-1}$ de la minería de superficie. La suma de estos movimientos de tierras se sitúa en el mismo orden de magnitud que lo estimado para los agentes geológicos denominados "naturales" (ríos, glaciares, viento...) (Hooke, 1994).

En España, la previsión inicial del Plan Español de Infraestructuras de Transportes (PEIT) era construir, entre 2005 y 2020, un total de 6000 km de autovías y autopistas y 9000 km de ferrocarril de alta velocidad, incluyendo la adecuación de líneas existentes a altas prestaciones (Ministerio de Fomento, 2005). Utilizando una estimación de movimiento de tierras de 10 m^3 por metro lineal construido, y una densidad aparente de $2 \text{ t} \cdot \text{m}^{-3}$, se obtiene un movimiento de tierras de en torno a 300 millones de toneladas (20 millones de toneladas al año). De nuevo, utilizando la estimación del transporte de sedimentos desde los ríos hasta los océanos para España, a partir del trabajo de Sytvitski *et al.* (2005), se puede llegar a la misma conclusión que para EE.UU.

Estas reflexiones parecen estar fuera del ámbito de las ciencias geológicas y geomorfológicas, de modo que mover tierras para construir una infraestructura lineal, o el asfaltado de carreteras, no se consideran temas o procesos centrales de esas ciencias. Sin embargo, las cifras aportadas muestran escenarios en los que las actividades humanas se han convertido en el principal agente geomorfológico que actualmente modifica la superficie terrestre. Entre ellas, la construcción de infraestructuras lineales es una de las más importantes. Por todo ello, la transformación de la superficie terrestre debida a esta actividad constructiva debería estar entre la corriente dominante de los trabajos geológicos y geomorfológicos actuales.

Respecto a superficies afectadas, Hooke *et al.* (2012), utilizando datos de todos los países que cuentan con información disponible a este respecto, han estimado que alrededor de 0.6 millones de km^2 de la superficie terrestre están ocupados por infraestructuras lineales en zonas rurales (excluida su ocupación en áreas urbanas, que computarían como superficies urbanas). Todo ello supone una ocupación de aproximadamente un 0.5 % de la superficie terrestre continental libre de hielos.

En países desarrollados, este porcentaje se sitúa en torno al 1 %. Forman & Alexander (1998), y Forman (2000), sostienen que los corredores de carreteras cubrirían aproximadamente el 1 % de EE.UU., citando para ello datos del *National Research Council* (1997, p.181). Por su parte, Luis Balaguer (comunicación personal), utilizando datos oficiales del Ministerio de Fomento, también ha estimado que más de 5000 km² (lo que equivale a un 1% de la superficie de nuestro país, o a 10 veces el tamaño del Parque Nacional de Doñana) está cubierta por autovías, autopistas o carreteras.

La red de carreteras europea aumenta una media superior a 1000 km·año⁻¹, y en España, los 10.000 km de carreteras construidos aumentan un 3% cada año (Dirección General de Carreteras, 2004). En un escenario en el que se mantiene el crecimiento imparable de la población mundial y el desarrollo económico de los países emergentes, todo parece indicar que se ejercerá una importante presión constructiva sobre muchos territorios, visible ya en determinados ámbitos (figura 2.1). Estos trabajos de construcción generan extensas áreas alargadas de suelo desnudo, formadas por laderas con altas pendientes y afloramientos de roca madre que deberían ser restaurados (Martínez-Alonso & Valladares, 2002; Bochet & García-Fayos, 2004; Matesanz *et al.*, 2005). Todo ello refuerza la enorme importancia que tiene la integración ambiental y la restauración ecológica de estos espacios, con el fin de minimizar la pérdida de bienes y servicios ambientales para el conjunto de la sociedad. Pero más allá de estos beneficios ecológicos, quizás el principal argumento a favor de comprender la dinámica de estos espacios, y de un control de los procesos erosivos de los taludes desde un manejo experto, se sitúa en garantizar un buen funcionamiento de las infraestructuras, destinadas a proporcionar un transporte seguro y eficiente de bienes y personas.

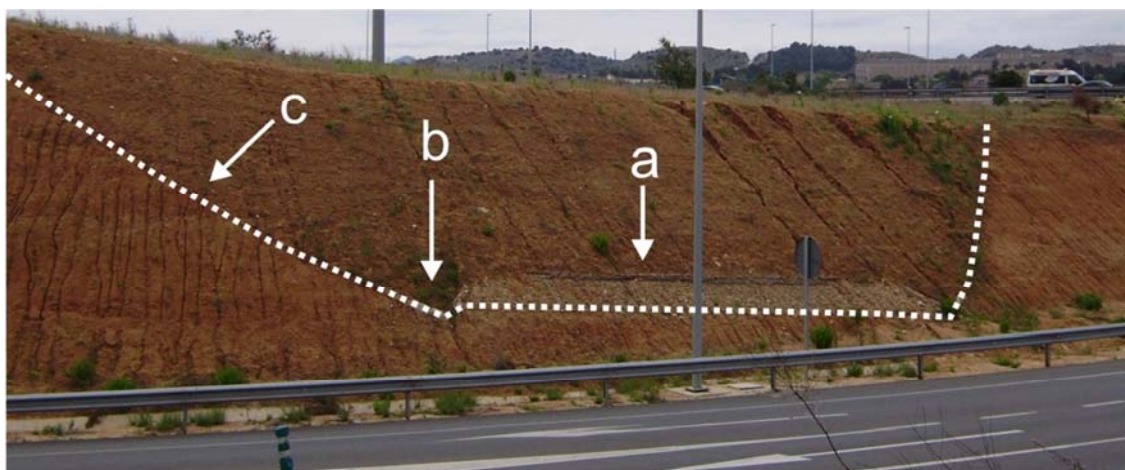


Figura 2.1. La presión constructiva sobre muchos territorios es tal que, como en el caso que muestra la fotografía, el trazado de una carretera anterior, relleno por materiales de escombrera, puede quedar incorporado, a modo de registro sedimentario, en el desmonte de una carretera más reciente. La línea blanca discontinua señala esta exposición singular. Sobre ella pueden identificarse un corte perpendicular de la plataforma de la carretera, el asfalto (a), las cunetas (b) y los antiguos desmontes (c). Fotografía tomada por F.Barbero.

2.2. IMPACTOS Y EFECTOS DERIVADOS DE LA CONSTRUCCIÓN DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES

Durante y posteriormente a la construcción de una infraestructura lineal, se modifican las condiciones originales medioambientales del entorno. A causa de estas modificaciones del entorno empeora la calidad del suelo y se elimina la vegetación, incrementándose la escorrentía superficial y los procesos de erosión hídrica, alterando permanentemente el equilibrio de los suelos, lo que puede provocar efectos adversos sobre la diversidad biológica tanto dentro como fuera de la obra. En cambio, a pesar de los efectos adversos que origina en el entorno la construcción de infraestructuras lineales, su planificación, conservación, mantenimiento y diseño sigue siendo una gran desafío para la ciencia y la sociedad (Forman, 1998).

Tal y como se ha expuesto en el apartado anterior, el área total ocupada por las infraestructuras lineales se estima en torno al 0.5 % de la superficie continental libre de hielos, y alrededor del 1 % en países desarrollados (Martín Duque *et al.*, 2011). Esta superficie puede parecer pequeña. Sin embargo, los efectos ambientales de estas superficies alteradas son mucho mayores de lo que podrían sugerir esas cifras. Así, Forman & Alexander (1998), estiman que entre el 15 y el 20% de la superficie de los EE.UU. está ecológicamente afectada por las carreteras, considerando todos los impactos que éstas ocasionan: fragmentación de hábitats, emisión de agentes contaminantes, escorrentía y sedimentos que causan efectos adversos en amplias superficies terrestres y acuáticas, entre otros.

Esta perturbación del medio, puede ocasionar numerosos impactos adversos. Los impactos derivados de la construcción de infraestructuras lineales se pueden clasificar en dos tipologías: por un lado, impactos en el funcionamiento hidrológico y geomorfológico del paisaje, y por el otro, impactos en el funcionamiento del ecosistema y en la diversidad biológica.

2.2.1. IMPACTOS GEOMORFOLÓGICOS E HIDROLÓGICOS DERIVADOS DE LA CONSTRUCCIÓN DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES

Las modificaciones que introducen las infraestructuras lineales sobre las características geomorfológicas e hidrológicas pueden analizarse a dos niveles: a escala de ladera, por variación de las condiciones físicas locales de los nuevos taludes creados; y a escala de paisaje, por alteración de los flujos y los procesos que operan en el entorno de las infraestructuras. Los impactos geomorfológicos e hidrológicos que causan estas modificaciones del terreno también pueden agruparse en dos grandes tipologías: efectos sobre el propio ámbito de las construcciones, efectos *on-site*, y efectos sobre el entorno de las construcciones, efectos *off-site*.

2.2.1.1. MODIFICACIÓN DE LAS CONDICIONES HIDROLÓGICAS Y GEOMORFOLÓGICAS LOCALES

La perturbación del medio por la construcción de infraestructuras lineales ocurre en líneas de gran longitud que a menudo cortan varios tipos de suelos y de materiales geológicos. Se generan así en los desmontes una variedad de microambientes a lo largo de la infraestructura, debido a la heterogeneidad de los materiales que cortan. Esta heterogeneidad crea una gran cantidad de problemas asociados a la perturbación de las condiciones iniciales, lo que desencadena nuevos procesos en lugares específicos. Estos procesos dependen de las propiedades locales de cada desmonte, y son función de la vegetación, el tipo de suelo, los horizontes del suelo y los planos de estratificación, las líneas de *seepage* y los planos de roturas litológicas (High, 1985).

Además de los efectos derivados de la naturaleza del talud, influye de manera determinante el marco geoclimático. Una variación de cada uno de esos factores introduce otros, de naturaleza ecológica. Así por ejemplo, el tipo de sustrato sobre el que se construye la infraestructura condiciona enormemente su dinámica geomorfológica, de modo que las rocas "duras" (macizos rocosos) son propensas a la ocurrencia de movimientos gravitacionales (como caídas y desprendimientos), pero no a la erosión hídrica, mientras que las rocas "blandas" o no consolidadas (referidas frecuentemente como "suelos" en el mundo de la ingeniería) son más propensas a la erosión hídrica, aunque también desarrollan movimientos gravitacionales (como deslizamientos y flujos). El clima es otro factor de primer orden: los climas "húmedos" favorecen la ocurrencia de movimientos gravitacionales, por saturación y aumento de la presión del agua en el sustrato, mientras que en climas tendentes a la aridez, como los mediterráneos, semiáridos o áridos, la erosión hídrica es muy intensa, dado que las precipitaciones, aunque escasas y de corta duración, tienen gran

intensidad. Finalmente, dentro de un mismo contexto geológico y climático, los desmontes y los terraplenes constituyen dos mundos aparte, dado que los primeros dejan expuestos sustratos geológicos de muy distinta naturaleza mientras que los segundos se construyen a partir de materiales “suelos”, cuyas características físicas, aun siendo compactados por operaciones mecánicas, les hace muy diferentes a los desmontes.

El acabado final de los taludes de las infraestructuras lineales transforma una serie de factores que favorecen su inestabilidad geomorfológica, tales como el aumento de la pendiente, el corte de niveles freáticos y la modificación de las propiedades físicas de los sustratos expuestos, entre otros.

Una buena parte de las excavaciones asociadas a la construcción de infraestructuras cortan formaciones geológicas que almacenan y transmiten agua, lo que origina surgencias de agua en los desmontes. Esta circunstancia, acaba convirtiéndose en la mayor parte de los casos en un problema, ya que acelera la actividad geomorfológica en los desmontes. Se desencadenan así distintos tipos de movimientos gravitacionales, los cuales aparecen recogidos en la literatura como *seepage erosion*. La experiencia muestra cómo la previsión de afectar a la dinámica de las aguas subterráneas es uno de los aspectos menos considerados y más difíciles de controlar en la construcción de infraestructuras lineales (figuras 2.2 y 2.3).



Figura 2.2. Izquierda. Ejemplo de *seepage erosion* en un desmonte construido sobre materiales arenosos. Fotografía tomada por J. Vázquez.

Figura 2.3. Derecha. Cabecera de deslizamiento (a) y derrubios movilizados (b) en un desmonte de carretera, a favor de una surgencia de agua (c) producida en el contacto entre una roca impermeable (d) y unos cantos y bloques permeables (e), correspondientes a un depósito de abanico aluvial. Fotografía tomada por J.F. Martín Duque.

De manera adicional, se modifican las propiedades físicas de las nuevas superficies expuestas, sobre todo en el caso de la construcción de desmontes. En la fase de movimientos de tierras se originan procesos de "descompresión" en los sustratos expuestos, como resultado de la disminución brusca de la presión confinante, lo que favorece su fragmentación e inestabilidad. Este fenómeno es muy evidente cuando se excavan macizos rocosos. Si se construyen desmontes sobre rocas no consolidadas, los acabados "estándar" suelen generar superficies lisas y compactadas, lo que tiene como consecuencia innumerables efectos limitantes para la restauración (ver apartado 2.3.5.1).

A continuación se explican los principales efectos que tiene la modificación de las condiciones geomorfológicas e hidrológicas locales sobre el propio ámbito de la construcción.

Efectos sobre el ámbito de la construcción (efectos on-site)

Las consecuencias que producen la modificación de la pendiente y la alteración de las propiedades físicas e hidrológicas de los nuevos sustratos expuestos en los taludes, fundamentalmente en los desmontes, se manifiestan, generalmente, en un aumento de la escorrentía. Además, el incremento de la escorrentía puede aumentar la producción de sedimentos por erosión hídrica, reducir las tasas de percolación y de recarga de acuíferos, alterar la morfología de los canales, e incrementar las tasas de descarga de los flujos de agua (Brown, 1984, 1992). Estos procesos limitan el desarrollo del suelo y el establecimiento de la vegetación, dificultando la restauración ecológica de estas superficies (véase el apartado 2.2.2 sobre impactos ecológicos).

Estos procesos son particularmente severos en ambientes de clima mediterráneo semiárido, donde el exceso de escorrentía dificulta su control y manejo. Esta combinación de factores se traduce en una baja disponibilidad hídrica para las plantas, algo que condiciona extraordinariamente su germinación y establecimiento (Bochet *et al.*, 2007_b). En España, las principales limitaciones geomorfológicas a la restauración ecológica tienen lugar cuando se solapan en un mismo territorio el clima mediterráneo semiárido, con precipitaciones escasas pero intensas, y litologías no consolidadas o débilmente consolidadas (tales como arenas, limos, arcillas, margas o yesos), lo que resulta en procesos de erosión hídrica muy intensa (Valladares *et al.*, 2002).

Uno de los efectos más evidentes de la erosión hídrica sobre los desmontes de infraestructuras lineales es la emisión de sedimentos desde los mismos, que se acumulan a su pie, o en las distintas superficies colectoras, pavimentadas o no (figura 2.4). Estos fenómenos, además de poder constituir un riesgo para la seguridad vial, afectan con frecuencia a bienes y servicios, y suponen uno de los principales costes de mantenimiento

de las infraestructuras lineales. Por otro lado, algunos avances e inversiones en las vías, como puede ser el uso de pavimentos permeables, pueden fracasar como consecuencia del efecto impermeabilizante que tienen las emisiones de materiales finos procedentes de la erosión de los taludes, transportados hasta allí por la acción del agua o del viento.



Figura 2.4. Acumulación de sedimentos procedentes de un desmonte, que prácticamente colmata una cuneta. Fotografía tomada por J.F. Martín Duque.

Si la erosión en los taludes se convierte en el proceso dominante, la restauración se verá comprometida. Por tanto, sin un "manejo" adecuado de la dinámica superficial los taludes, que proporcione a los mismos una estabilidad geomorfológica suficiente, la mayoría de los planes de restauración y de revegetación están abocados al fracaso (figura 2.5).



Figura 2.5. Deslizamientos superficiales del terreno en desmontes de una autopista, que desbaratan las actuaciones de revegetación realizadas sobre los mismos. Fotografía tomada por J.F. Martín Duque.

2.2.1.2. MODIFICACIÓN DE LAS CONDICIONES HIDROLÓGICAS Y GEOMORFOLÓGICAS DEL ENTORNO

Las operaciones de excavación y relleno en la construcción de nuevas infraestructuras lineales o de otras actividades de construcción pueden aumentar el número y acelerar los flujos incontrolados de agua, pudiendo generar grandes daños tanto dentro de las infraestructuras como en el entorno que las rodea.

La consecuencia hidrológica más evidente de la construcción de infraestructuras lineales es lo que se conoce como "efecto barrera". Los trazados de infraestructuras lineales se convierten así en toda una red de barreras hidrológicas longitudinales que modifican la dinámica hidrológica superficial y subterránea previa. Estas barreras producen la intercepción, desviación y descarga concentrada de la esorrentía. Las cunetas interceptan y desvían la esorrentía local, que finalmente es liberada, de manera concentrada, en los colectores que constituyen los drenajes de las infraestructuras. La figura 2.6 ilustra gráficamente este efecto.

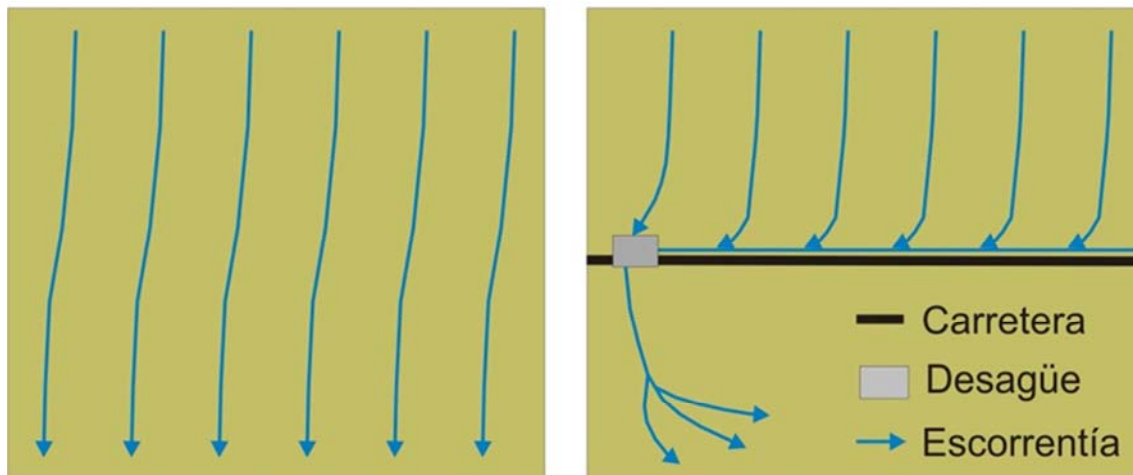


Figura 2.6. Izquierda, ejemplo de esorrentía sin infraestructura lineal; derecha, ejemplo de la misma esorrentía con infraestructura lineal. Redibujado a partir de un esquema de Lenore Fahrig (inédito).

En muchas ocasiones, flujos de agua con alta carga de sedimentos, procedentes de cotas más altas de fuera del terreno de la obra, se incorporan a zonas de la obra con alta susceptibilidad de ser erosionados. Estos flujos provocan grandes daños en los taludes, aumentando los procesos erosivos, las inundaciones dentro y fuera de la obra, y contaminando los cauces receptores. Por lo tanto, controlar los flujos de agua de fuera de la obra es imprescindible para reducir los procesos erosivos en las etapas iniciales de las operaciones de nivelación. En el caso concreto de los taludes, es necesario el desvío o canalización mediante operaciones de drenaje de estos flujos de agua externos, para garantizar una estabilidad superficial y una correcta restauración.

Otra consecuencia bien conocida es la formación de encharcamientos debidos a ese mismo "efecto barrera", que ocasiona la infraestructura al interceptar las líneas de flujo de circulación hidrológica (figura 2.7).



Figura 2.7. Ejemplo de encharcamiento ocasionado por el efecto "barrera-presa" que ejerce la carretera sobre el flujo hidrológico superficial y subterráneo procedente de la ladera de la derecha de la imagen. Fotografía tomada por J.F. Martín Duque.

Una consecuencia más es la modificación que se produce en la recarga de los acuíferos como consecuencia de las alteraciones de la dinámica hidrológica superficial y subterránea antes descritas.

A continuación se explican los principales efectos que tiene la modificación de las condiciones geomorfológicas e hidrológicas sobre el entorno de la construcción.

Efectos sobre el entorno de la construcción (efectos off-site)

Constituyen, probablemente, las consecuencias más adversas y menos estudiadas y abordadas desde un punto de vista técnico y de investigación, precisamente por situarse "fuera" del ámbito de la infraestructura. La mayor parte de estos impactos se debe al efecto que tienen las infraestructuras lineales interceptando, desviando y concentrando los flujos de escorrentía y sedimentos de su entorno, pero también procedentes del ámbito de las propias vías y taludes, y emitiendo los mismos de manera concentrada.

La remodelación del terreno que acompaña a la ejecución del trazado modifica el régimen de escorrentía superficial, la cual aumenta frente a la subterránea. Al desaparecer la vegetación también desaparece el efecto de retención de humedad y de reducción de la velocidad de la escorrentía. Todo esto provoca una variación en el régimen hidrológico, incrementándose la escorrentía superficial y los procesos de erosión hídrica de las cuencas.

Además, el aumento del caudal puede transformar la morfología del cauce y del lecho de los ríos.

Un impacto común sobre el entorno consiste en la formación de cárcavas a la salida de los drenajes de las infraestructuras (figuras 2.8 y 2.9). Las principales causas de formación de estas morfologías erosivas se deben a la concentración de flujos superficiales a partir de los sistemas de desagüe, que liberan de manera concentrada el drenaje de cuencas que han incrementado su área (Montgomery, 1994; Nyssen *et al.*, 2002) (figura 2.9). Pero también al evacuar, siempre de manera concentrada, la escorrentía generada en el interior de las construcciones y su entorno (figura 2.8).



Figura 2.8. Izquierda. Formación de una cárcava a la salida de una bajante sobre un terraplén. Las cunetas de una autovía interceptan y desvían la escorrentía local, que finalmente es liberada de manera concentrada en este punto, con el consiguiente efecto erosivo. Fotografía tomada por J.F. Martín Duque.

Figura 2.9. Derecha. Formación de una cárcava a la salida de una cuneta que recoge la escorrentía procedente del ámbito de una autopista (vías y desmontes). Fotografía tomada por J.F. Martín Duque.

Además, la emisión de sedimentos provocada por la formación de estas cárcavas aterra los perfiles de suelo fértil en las zonas de depósito, produciendo una inversión edáfica. Todo ello supone una merma de la calidad de los suelos y de la capacidad agrícola, forestal y ecológica.

En ciertas ocasiones, el efecto barrera o presa, y el desagüe repentino de escorrentía a través de colectores, puede dar lugar a inundaciones con efectos catastróficos aguas abajo. Por ejemplo, en la carretera M-45, la conjunción del efecto barrera y de un funcionamiento deficiente de los desagües, fue una de las hipótesis consideradas en unas inundaciones ocurridas en septiembre de 2008 en el municipio madrileño de Coslada, con resultado de una persona muerta y considerables daños económicos.

El caso extremo de estas situaciones tiene lugar cuando se produce una rotura de terraplenes que han represado la escorrentía, lo que puede tener efectos desastrosos. A modo de ejemplo, en septiembre de 1999 se produjo el desmoronamiento de un tramo de 200 metros de terraplén del ferrocarril Villalba-Ávila (km 99-100), que actuó como presa durante un aguacero. Este desmoronamiento tuvo graves secuelas aguas abajo en la población de El Herradón e interrumpió el tráfico ferroviario entre Madrid y el noroeste peninsular durante casi un mes. Este suceso, así como otros similares, se describen en detalle en Díez (2003).

Finalmente, otro impacto adverso consiste en la emisión de escorrentía, pero sobre todo de sedimentos, a la red fluvial situada en el entorno de las infraestructuras. Y es que los sedimentos procedentes del ámbito de estas construcciones llegan con mucha frecuencia a las redes hidrográficas más cercanas, ocasionando un claro impacto sobre los sistemas fluviales y los ecosistemas acuáticos (ver apartado 2.2.2 sobre impactos ecológicos). En los ríos, se colmata la sección útil y se acrecientan los niveles de las avenidas. Los canales de riego asociados ven mermada su capacidad de distribución; tras las inundaciones, los daños generados por los fangos depositados en las casas, fábricas, sótanos, almacenes o vías de comunicación incrementan los daños materiales e incluso humanos.

En ensayos realizados por Navarro *et al.* (2006), en Asturias, se monitorizaron los efectos de una pista con circulación de maquinaria, que cruzaba el arroyo Xorru (figura 2.10). Para ello, se colocaron trampas de sedimentos aguas arriba y aguas debajo de la pista. Durante tres meses de monitorización, se obtuvieron los siguientes valores medios por trampa: aguas arriba se recogieron 8.1 g; y aguas abajo se recogieron 192.1 g por trampa. Así pues, debido a la falta de medidas de control de erosión, se produjo un incremento de los sedimentos en el arroyo 24 veces superior a la tasa natural.



Figura 2.10. Fotografías de sedimentos de una pista que han alcanzado el arroyo Xorru (Asturias). En la figura de la derecha se observa el sellado del lecho del río por exceso de sedimentos. Obtenidas de Navarro *et al.* (2006).

2.2.2. IMPACTOS ECOLÓGICOS DERIVADOS DE LA CONSTRUCCIÓN DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES

Se han descrito más de veinte efectos e impactos ecológicos, derivados de la construcción de infraestructuras lineales (Walker & Walker, 1991; Ashley & Robinson, 1996; Forman *et al*, 1997, 1998). La mayoría de estos efectos o impactos pueden ser clasificados en las siguientes dos categorías:

1. Impactos ecológicos derivados de la alteración de los procesos hidrológicos, geomorfológicos y del corte de las redes paisajísticas.
2. Impactos ecológicos en la vegetación y la vida salvaje.

2.2.2.1. IMPACTOS ECOLÓGICOS DERIVADOS DE LA ALTERACIÓN DE LOS PROCESOS HIDROLÓGICOS, GEOMORFOLÓGICOS Y DEL CORTE DE LAS REDES PAISAJÍSTICAS

Las áreas y hábitats naturales y seminaturales no deben considerarse como islas de biodiversidad o "reservas", sino como sistemas conectados. Una red ecológica es un sistema coherente y funcional, con una comunicación activa entre los hábitats naturales. Debido a la actividad humana en general, y concretamente, a la construcción de infraestructuras lineales, se están modificando los sistemas de auto-reorganización de esas redes y disminuyendo la diversidad biológica. Todo esto puede llevar a una degradación rápida y a una disminución del poder regenerativo del sistema. Por tanto, para la conservación o restauración de un ecosistema, el control de la fragmentación final es esencial (Forman, 2000).

En la construcción de infraestructuras lineales, la transformación del territorio y la pérdida de hábitats se deben a la propia construcción de la infraestructura y de otros elementos asociados, como son gasolineras o áreas de descanso. Los ecosistemas afectados, normalmente son ecosistemas ya fragmentados, por lo que los efectos que tiene la construcción en la fragmentación del paisaje original resultan complejos (Forman, 1999, 2000).

A escala de paisaje, el impacto ecológico inmediato de una red de infraestructuras lineales es la interrupción de toda una serie de procesos y la pérdida de biodiversidad. Posteriormente, debido a la interrupción de los procesos naturales, tales como el flujo de agua superficial y subsuperficial, o la dispersión biológica, se altera el funcionamiento natural del paisaje (Forman & Alexander, 1998).

Los flujos hidrológicos y la diversidad biológica siguen patrones que son afectados por la construcción de infraestructuras lineales. Las perturbaciones causadas por este tipo de construcciones afectan hasta una distancia media de 600 m (0.6 km^2 por km lineal) a cada lado de la construcción (Forman, 2000). En cambio, la geometría de las áreas ecológicamente afectadas es asimétrica, debido a patrones topográficos y a otros factores (Forman 1999, 2000).

La alteración de los flujos naturales suele implicar efectos físicos o químicos en los ecosistemas acuáticos localizados en la proximidad de las infraestructuras. Como norma general, la construcción de infraestructuras lineales acelera los flujos de agua y los sedimentos transportados, lo que aumenta el caudal de base de los flujos y degrada los ecosistemas acuáticos (Anderson, 1983). En este sentido, la *Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA, 1998)* y el Ministerio de Medio Ambiente español (MMA, 2004), citan como una de las causas más importantes que provocan la erosión en Europa el inadecuado diseño de las infraestructuras lineales.

Durante la construcción de infraestructuras lineales las capas permeables e impermeables del suelo pueden ser afectadas, causando alteraciones en el nivel freático. Esto puede provocar la desconexión de la vegetación de los niveles freáticos, y su muerte por déficit hídrico (Dissmeyer, 2000). En caso extremo, puede favorecer la proliferación de especies tolerantes a la sequía, y con ello, a la sustitución de la vegetación original. Además, todos estos cambios influyen sustancialmente en la composición de la fauna asociada.

Si se interrumpe el flujo subterráneo de los acuíferos que alimentan el cauce de un río, se producen variaciones significativas de la calidad del agua y se altera el hábitat fluvial (Forman *et al.*, 2003).

Los principales problemas que se derivan de los sedimentos incorporados al medio acuático por inadecuados usos del terreno son los siguientes (Navarro, 2006):

- *Turbidez*

El aumento de la turbidez disminuye la productividad biológica del agua por alteración de la radiación incidente y de la temperatura; se dañan las branquias de los peces aumentando su mortandad o la aparición de enfermedades. Algunos ejemplos son: en Siuslaw National Forest, EE.UU., los sedimentos procedentes de las carreteras forestales han provocado unas pérdidas de 84.000 salmones y de 24.000 truchas en los 30 años de estudio. El valor económico de esta pérdida para los pescadores deportivos y comerciales fue de unos 2 millones de dólares. En un estudio similar llevado a cabo en el área de Porcupine-Hyalite

Wilderness (EE.UU.) se estimaron pérdidas de 3.5 millones de dólares en la pesca de la trucha durante un periodo de aprovechamiento forestal de 50 años (Loomis, 1989).

- *Sedimentación*

Por norma general, la construcción de infraestructuras lineales acelera los flujos de agua y el transporte de sedimentos. Estos procesos elevan los niveles de inundación y degradan los ecosistemas acuáticos (ver apartados sobre los impactos hidrológicos y geomorfológicos; 2.2.1; y sobre sus efectos 2.2.2.2). Los principales efectos ecológicos se concentran en la red de arroyos y valles afectados por la construcción de la infraestructura, pero se produce una expansión de estos efectos a través de los ríos que transportan los sedimentos. La mayor carga de sedimentos de los ríos disminuye su capacidad de almacenamiento, y altera los regímenes de sedimentación natural, afectando a cualquier ecosistema asociado, como por ejemplo, los ecosistemas asociados a las desembocaduras de los ríos.

- *Contaminantes*

La contaminación de aguas superficiales y subterráneas debida a la construcción de infraestructuras lineales afecta negativamente a la vegetación y a los ecosistemas de los cauces a los que va a parar la escorrentía. Por ejemplo, Macías & Calvo (1993), citan un aumento de la mortandad en las truchas de una piscifactoría situada en el río Xestosa (Lugo) a consecuencia del lavado de sulfuros de los desmontes de una carretera que drenaba escorrentía hacia el río. A su vez, una vez construidas las infraestructuras, existe una fuente de contaminantes constante asociada a la emisión de gases de los vehículos. En esta línea de trabajo, algunos trabajos recientes están desarrollando análisis sobre la calidad de las aguas procedentes de la escorrentía de las carreteras (Riley *et al.* 2008).

2.2.2.2. IMPACTOS ECOLÓGICOS EN LA VEGETACIÓN Y LA VIDA SILVESTRE

La influencia de los diferentes tipos de vías en el desarrollo de la vegetación y de la vida salvaje, depende en gran medida de la calidad de la superficie de la infraestructura lineal (tierra, asfalto, hormigón), de su anchura y de la distribución temporal y espacial del tráfico.

Los efectos degradantes puede ser directos, por ejemplo: la segregación del hábitat, los atropellos, la contaminación o la modificación de las rutas de migración. También pueden ser indirectos, por ejemplo: la perturbación por las distintas formas de contaminación y sus consecuencias derivadas.

No es fácil cuantificar el impacto sobre la vida silvestre. En una revisión de los efectos que tiene la construcción de infraestructuras lineales, más concretamente las carreteras, en los animales, realizado por Fahrig & Rytwinski (2009), se deduce que no todas las especies animales se ven afectadas igual, y que incluso, ciertas especies pueden ser beneficiadas. A pesar de ello, en este estudio se concluye que hay cinco veces más efectos negativos que positivos.

Los principales efectos que causan este tipo de infraestructuras en las poblaciones vegetales y animales son las siguientes:

- *Atropellos*

El término “atropello” se refiere al hallazgo de animales muertos que se produce en las infraestructuras lineales a causa de colisiones con vehículos.

En el caso de animales atropellados, las plumas y pelo son relativamente fáciles de identificar incluso varios días después de su muerte. Para otros taxones (especialmente artrópodos, anfibios y reptiles) la identificación es más difícil, por la falta de marcas de identificación después del atropello. Como resultado, el número de animales atropellados suele ser subestimado significativamente (Hels & Buchwald, 2001), y la evaluación de los daños causados a sus poblaciones es complicada.

A menudo los vertebrados son atraídos por la dispersión de grano o la vegetación de los lados de las infraestructuras lineales, insectos, la sal de las carreteras u otros animales muertos. Por ejemplo, la vegetación herbácea que crece al borde de carreteras en el noreste de los EE.UU. proporciona forraje ideal para ciervos de cola blanca (*Odocoileus virginianus*), atrayendo a los ciervos cerca de la carretera y aumentando la posibilidad de atropello (Gottdenker *et al.*, 2001).

Se estima que en las carreteras de EE.UU. se atropellan un millón de vertebrados al día (Forman, 1998). En carreteras de Inglaterra, 10 millones de aves y 100.000 zorros mueren atropellados al año (The Mammal Society, 2000).

Los atropellos pueden perjudicar a las poblaciones de fauna, especialmente a aquellas que están en peligro de extinción. Por ejemplo, el atropello fue una de las causas más importantes de muerte del puma de Florida (*Puma concolor coryi*), una sub-especie de puma en peligro de extinción (Foster & Humphrey, 1995).

- *Efectos barrera y fragmentación de hábitats*

El efecto barrera tiende a crear metapoblaciones (conjunto de poblaciones locales de una especie que se encuentran conectadas mediante la dispersión de individuos, con una dinámica independiente y duración limitada, Levins, 1970). Este efecto barrera bloquea el libre movimiento, interrumpe las rutas de animales, y divide a las especies vegetales y animales en subpoblaciones más pequeñas (Langton 1989; Reed, 1996). Estas pequeñas poblaciones tienen una probabilidad más alta de extinción que las grandes poblaciones (Forman, 1998). Se ha comprobado que la fragmentación de los paisajes debida a la construcción de infraestructuras lineales puede desencadenar una pérdida de la biodiversidad (Navarro & Ugalde, 1995; Whisenant, 1999; Nicolau & Asensio, 2000; Balaguer, 2002).

Construir las infraestructuras lineales más permeables a la fauna disminuye el efecto barrera, pero aumenta las muertes por atropello, y viceversa, en caso de que la infraestructura se haga menos permeable. ¿Qué solución se debe tomar? El efecto barrera en las poblaciones es probable que afecte a más especies, y se extiende sobre un área más amplia de terreno, que los efectos que causan los atropellos (Forman, 2000).

- *Impactos derivados de la contaminación difusa*

Varias sustancias son emitidas al aire con el tráfico. Una parte de éstas, se depositan con rapidez en las carreteras y los terrenos circundantes. La contaminación a lo largo de las carreteras es el más alta dentro de los primeros metros y llega a ser relativamente baja a una distancia de 20 metros, aunque una cantidad medible de polvo puede llegar hasta 1.000 metros de la carretera. La cantidad y dispersión de polvo depende básicamente del tipo de suelo, vegetación, relieve, la velocidad de los vehículos, las condiciones de exposición y la humedad (Forman, 2000). Además, gran cantidad del polvo se deposita en la vegetación dispuesta a lo largo de las carreteras, dificultando los procesos de fotosíntesis y de absorción.

La mayoría del transporte de elementos químicos desde las carreteras se produce por la escorrentía proveniente de tormentas. La escorrentía contaminada altera la química del suelo, afectando a los ecosistemas por donde fluya, y especialmente donde se disperse (Brown, 1994; Gilson, 1994). La sal usada en las carreteras, los metales pesados y algunos elementos traza son las principales tipos de contaminantes asociados a la escorrentía.

- a) Efectos de la acidificación. Uno de los impactos más importantes sobre el medio ambiente es la de algunos compuestos ácidos. Entre ellos el ácido nítrico y ácido nitroso son los más comunes. Se depositan en la superficie por la reacción química entre varios óxidos de nitrógeno (NO_x) del suelo con el aire. Debido a la acidificación, la composición de especies de los microorganismos del suelo se ve perjudicada y/o modificada, afectando al resto de las comunidades biológicas de su entorno. La acidificación del suelo, y el transporte de estos compuestos por disolución, es uno de los causantes del fenómeno llamado "nuevo tipo de deterioro de los bosques", que afecta a la mayoría de los bosques en Europa.
- b) Efectos de las sales. Las sales de deshielo se aplican a la mayoría de las carreteras para garantizar un tráfico constante en invierno. La cantidad de sal de propagación de esta manera puede ser considerable (0.8 a $1.2 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$). En consecuencia, una gran cantidad de sal (NaCl o MgCl_2) puede llegar al suelo, algo que perjudica el desarrollo de la vegetación. El sodio (Na) incorporado en el suelo procedente de la sal sustituye al Calcio (Ca) y al Magnesio (Mg) en la superficie del complejo de adsorción. Los iones de sodio tienen grandes capas de hidratos, que puede precipitar en el suelo y disminuir la infiltración, lo que en última instancia, aumenta el riesgo de erosión. Los efectos adversos de la salazón pueden ser evidentes en el caso de que la vegetación local o restaurada no esté adaptada a altas concentraciones de sal en el suelo, aunque no se sabe mucho acerca de los efectos que tiene en taludes de carretera. La sal, también puede contaminar los terrenos adyacentes y los flujos hídricos que la atraviesen, afectando a distancias de hasta 1500 m (Forman, 2000). Ello puede tener un impacto en las especies del entorno de la carretera, con un efecto drástico en la calidad de la vegetación.

- *Impactos derivados de la contaminación acústica*

Los efectos ecológicos de la huida de la fauna causados por el ruido del tráfico son probablemente mucho mayores que los atropellos que se dan a lo largo de la carretera. Estudios llevados a cabo en Holanda sobre los efectos ecológicos de las carreteras en comunidades avícolas muestran un patrón importante, que se refleja tanto en los bosques como en las praderas próximas a las carreteras. Este patrón consiste en que el 60% de las especies de aves presentaban una menor densidad cerca de la carretera, reduciéndose un tercio la densidad total de aves (Forman & Alexander, 1998).

El ruido del tráfico parece ser el más importante de los impactos, aunque la perturbación visual, la polución, y los predadores que se mueven a lo largo de la carretera son hipótesis alternativas para explicar la huida de la fauna.

Existe la hipótesis de que el ruido de las carreteras podría interferir en las conductas de los animales mediante el enmascaramiento de las señales de comunicación acústica. En estudios realizados por Bee & Swanson (2007), sus resultados sobre la rana arbórea gris, *Hyla chrysoscelis*, sugerían que el ruido del tráfico puede enmascarar la percepción de las hembras a las señales acústicas de los machos. Estos resultados sugieren que el nivel de ruido del tráfico podría poner restricciones al espacio activo de las señales acústicas de algunos animales. Sin embargo, pocos estudios experimentales han puesto a prueba esta hipótesis general (Bee & Swanson, 2007).

Según algunos autores, para las aves, el ruido del tráfico, más que la perturbación visual, la suciedad del aire o la presencia de depredadores a lo largo de las carreteras, es su principal perturbación (Foppen & Reijnen, 1994; Reijnen *et al.*, 1995). Esta hipótesis se fundamenta en que afecta a la comunicación de las aves durante las fases de incubación y cría. En este sentido, se ha demostrado que la construcción de una carretera puede disminuir la densidad de las especies más sensibles de aves forestales hasta distancias de 650 metros (Forman 2000), y a la avifauna de pradera a distancias de hasta 930 m (Van der Zande *et al.*, 1980; Reijnen *et al.*, 1995).

2.3. RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN ÁREAS AFECTADAS POR LA CONSTRUCCIÓN DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES

Aunque un paisaje o ecosistema natural es aquél que se desarrolla mediante procesos naturales, y se organiza y mantiene por sí solo, los efectos impuestos por el hombre en el medio han hecho que la mayoría de los ecosistemas naturales hayan desaparecido, o hayan pasado a ser ecosistemas culturales. Por ejemplo, en Europa, muchas de las praderas ricas en especies son en realidad ecosistemas culturales que surgieron de la tala de los bosques que tuvo lugar en la Edad de Bronce (SER, 2004).

En la actualidad, los ecosistemas transformados por actividades primarias (agricultura y ganadería), se están viendo afectados por la expansión de zonas urbanas, por la ampliación de infraestructuras lineales o por la minería, entre otros. El impacto ecológico directo o indirecto de estas perturbaciones del entorno está reduciendo el área ocupada por el medio ambiente "natural" y "semi-natural".

El mantenimiento de la diversidad de cualquier ecosistema, ya sea natural o cultural, es fundamental para que sus funciones se mantengan y no se deterioren. La diversidad es la base para la adaptación a las condiciones siempre cambiantes de la vida (SER, 2004). Así pues, si los sistemas de auto-organización son modificados, como ocurre en la construcción de infraestructuras lineales, esto puede llevar a una degradación rápida y a una disminución del poder regenerativo de un sistema, viéndose perjudicada la diversidad.

En casos extremos, la diversidad del ecosistema puede llegar a ser eliminada por completo. Se considera que un ecosistema queda destruido cuando la degradación o el daño eliminan toda la vida macroscópica y, por lo general, también se perturba el ambiente físico (SER, 2004). Esto ocurre en algunas zonas afectadas por la construcción de infraestructuras lineales, como son las superficies expuestas por la excavación de desmontes.

Para regenerar un ecosistema destruido totalmente, o perturbado parcialmente, a unas condiciones parecidas a las que tenía anteriormente, es necesario seleccionar un ecosistema de referencia que sirva de modelo para la planificación de un proyecto de restauración ecológica, y posteriormente a su aplicación, sirva para la evaluación de ese proyecto (SER, 2004). Así pues, se espera que con el tiempo el ecosistema restaurado pueda emular los atributos de la referencia.

La trayectoria que describe la ruta de desarrollo de un ecosistema a través del tiempo se le denomina trayectoria ecológica. En la restauración ecológica, la trayectoria empieza con el ecosistema no restaurado y progresa hacia el ecosistema de referencia (SER, 2004). Más concretamente, la restauración ecológica de los taludes de infraestructuras lineales, tal y como se va a explicar a lo largo de esta introducción, representa un desafío crítico para la investigación y la sociedad del futuro. A pesar de que actualmente existe un abanico de soluciones convencionales para reducir los efectos en los ecosistemas afectados por la construcción de infraestructuras lineales, nuestro estado actual del conocimiento ha puesto de manifiesto el corto alcance que tienen muchas de esas soluciones convencionales. También ha puesto de manifiesto que es necesario y posible desarrollar otras alternativas que consigan mejores resultados en términos de restauración y de integración ambiental. Todo ello a partir de un conocimiento de los efectos ecológicos que conlleva la construcción de infraestructuras lineales en el medio perturbado y de cómo se pueden manejar los factores ecológicos implicados.

2.3.1. CONECTIVIDAD ENTRE ÁREAS PERTURBADAS POR LA TRANSFORMACIÓN DEL PAISAJE. CORREDORES ECOLÓGICOS

Como se explicó en el apartado 2.2.2.1, uno de los mayores impactos derivados de la construcción de infraestructuras lineales es la fragmentación del paisaje. Para aumentar la conectividad entre áreas perturbadas por dichas construcciones, se utilizan, por ejemplo, pasos de fauna, o el establecimiento de corredores ecológicos.

En áreas perturbadas por la construcción de infraestructuras lineales, un corredor ecológico es una actuación que permite la movilidad de la fauna, conectando paisajes o hábitats, con el fin de contrarrestar la fragmentación. Otras funciones de los corredores ecológicos se pueden encontrar en la Directiva de Hábitats de la Unión Europea (Directiva UE 97/62/CE, 1997)

Según un informe del Ministerio de Medio Ambiente Español (MMA, 2011), el principal objetivo de los corredores ecológicos es facilitar el flujo genético entre poblaciones, aumentando la probabilidad de supervivencia a largo plazo de las comunidades biológicas y, en última instancia, favorecer los procesos ecológicos y evolutivos. La formación de estos corredores aporta ventajas y desventajas que deben ser consideradas antes de su aplicación. Según este informe, las desventajas para los ecosistemas que pueden introducir la creación de este tipo de corredores se muestran a continuación:

- Un incremento de las tasas de inmigración a hábitats aislados que pueden facilitar la extensión de especies no deseadas.
- Un incremento de la exposición de animales a los predadores y a otras fuentes de mortalidad, como la caza.
- La formación de lugares sumidero en los que la mortalidad excede a la reproducción, produciendo un efecto de drenaje sobre la población regional.
- Un incremento de posibilidades de dispersión de un fuego o de otras perturbaciones.
- La reducción de partidas presupuestarias para aplicar en otras medidas de conservación más efectivas.

Los efectos negativos y positivos que pueda tener la construcción de corredores ecológicos en el entorno de las infraestructuras lineales dependerá del tipo de fauna y flora, y de la topografía circundante. Es de gran importancia disponer de información contrastada y rigurosa previa a la designación de un corredor para adoptar medidas específicas de gestión. Dicha información debe referirse, especialmente, al objetivo, elementos y procesos específicos implicados en el futuro funcionamiento del corredor. Por tanto, la cantidad y

tamaño de los corredores ecológicos deberían adaptarse a estudios previos y posteriores a la obra, y a la bibliografía existente de la zona (Forman, 2000).

Debido a que la modificación de la geomorfología local por la construcción de infraestructuras lineales es la causante de la fragmentación del paisaje, la planificación de una infraestructura "amigable" con el medio también debería tener en cuenta este factor.

2.3.2. CORRECCIÓN Y PREVENCIÓN DE LOS EFECTOS ON-SITE Y OFF-SITE DERIVADOS DE LA CONSTRUCCIÓN DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES

Una vez analizados los problemas que presenta la restauración ecológica de taludes de infraestructuras lineales en áreas de clima Mediterráneo y la importancia del tipo de construcción en su respuesta ecológica, pasamos a analizar cómo se puede acometer la corrección y prevención de efectos ambientales desde la comprensión de las dinámicas geomorfológica, hidrológica y edáfica, asunto que constituye el tema central de esta tesis doctoral.

La adopción de un enfoque o aproximación ecológica que permita minimizar muchos de los efectos ambientales más habituales que tiene la construcción de infraestructuras lineales, debería partir de un análisis y comprensión de la dinámica geomorfológica e hidrológica que tiene el territorio sobre el que se impone la infraestructura. En el caso de la hidrología, las estimaciones de volúmenes de escorrentía y de sus caudales punta, aunque imprescindibles para diseñar los drenajes, deberían completarse con análisis sobre su capacidad de erosión, transporte y sedimentación. Una comprensión y anticipación de los factores geomorfológicos e hidrológicos implicados, evitaría muchas de las habituales letanías de problemas que surgen tras la fase de construcción.

2.3.2.1. CORRECCIÓN Y PREVENCIÓN DE LOS EFECTOS ON-SITE

Para prevenir los efectos geomorfológicos e hidrológicos en los taludes de las infraestructuras lineales, la literatura recoge como una buena práctica, ciertamente esencial, evitar la entrada de escorrentía exterior (*run-on*) hacia el talud. Todo ello mediante medidas como la construcción de cunetas perimetrales efectivas (*cut-off drains*). Sin embargo, una vez que el flujo se concentra en estas cunetas, el potencial erosivo resultante de liberar dicha escorrentía (y el de infiltración, si no están pavimentadas), se incrementa considerablemente. Por este motivo, su conducción hacia el sistema de drenajes y cunetas, cuando el diseño lo recomiende, debería realizarse mediante los distintos tipos de bajantes que están diseñados para disipar la energía.

La prevención de los efectos derivados de la existencia de surgencias en los desmontes puede acometerse desde métodos tradicionales y contrastados, tales como drenar de manera controlada los niveles permeables mediante alguno de los múltiples sistemas existentes (como tubos perforados), o mediante el uso de vegetación que cumpla la misma función, lo cual está menos ensayado.

El control de los efectos *on-site*, depende en gran medida del control de los procesos erosivos que se desarrollan en la superficie de las formas recién creadas, y del tiempo transcurrido entre el fin de la construcción y la aplicación de tratamientos para estabilizarlo superficialmente (figura 2.11). Para ello, la ejecución de los movimientos de tierras, del tipo de remodelado del terreno y del acabado superficial es fundamental. Posteriormente a estas medidas, la elección de los planes de restauración más idóneos para cada situación, es imprescindible para garantizar una estabilidad superficial duradera. Todos estos factores, que determinan la corrección y prevención de los efectos *on-site* derivados de la perturbación del medio por la construcción de infraestructuras lineales, se desarrollan detalladamente en los siguientes apartados: del 2.3.3 al 2.3.5.8.



Figura 2.11. Erosión hídrica muy severa en terraplenes de la autovía A-62, que une Ciudad Rodrigo y Portugal. La paralización de las obras impidió el extendido de tierra vegetal y la revegetación durante un largo periodo de tiempo. Fotografía tomada por J.F. Martín Duque.

2.3.2.2. CORRECCIÓN Y PREVENCIÓN DE LOS EFECTOS OFF-SITE

Para la corrección de los efectos geomorfológicos e hidrológicos *off-site*, la experiencia y la literatura destacan los múltiples beneficios que tiene aumentar la “permeabilidad” hidrológica y territorial de las infraestructuras, por ejemplo, mediante la construcción de viaductos o la canalización local de flujos de agua.

Se debería, asimismo, evitar incrementar excesivamente el área de las cuencas hidrográficas que drenan hacia los distintos colectores que atraviesan las infraestructuras, impidiendo en la medida de lo posible la desviación de la escorrentía desde unas cuencas hidrográficas a otras. También se debería limitar la distancia entre los sistemas de cunetas y alcantarillas, con el objetivo de reducir la longitud del recorrido de la escorrentía.

Otras medidas efectivas consisten en dirigir el desagüe de los drenajes hacia zonas con una buena cubierta vegetal, bien existente o bien creada mediante canales revegetados. O en su defecto, canalizar las emisiones de escorrentía y sedimentos que atraviesan o proceden de las infraestructuras hasta balsas de decantación o retención temporal, tanques de tormentas, diques de tierra o gaviones, o similares, a la salida de los drenajes (figura 2.12). Opcionalmente, estas estructuras pueden incorporar un desagüe controlado y gradual de la escorrentía. Todo ello con el objetivo de laminar picos de avenidas y de evitar posibles roturas o colmataciones rápidas.



Figura 2.12. Izquierda: ejemplo de una balsa de decantación de sedimentos y de contención de vertidos accidentales, conectada al sistema de drenaje de la autopista Radial 4 (Madrid). En la imagen pueden observarse, además de la infraestructura lineal: la bajante desde el terraplén, la cuneta que conduce la escorrentía y los sedimentos a la balsa; el canal de entrada, la balsa y el vertedero de la balsa a la red fluvial del entorno (arroyo Salinas). Derecha: detalle de la misma balsa, en el que se aprecian mejor alguno de los elementos que la componen: el canal de entrada, la reja de desbaste, la balsa, el canal de vertido y el arroyo Salinas (al fondo). Fotografías tomadas por Javier Martínez de Castilla Colomer, Ferrovial-Agromán SA.

La literatura especializada propone evitar construir cunetas con un diseño convencional con perfil "en V", y construirlas con fondo plano, sobre todo si no están pavimentadas, ya que las primeras concentran y aceleran el flujo de agua y favorecen la erosión; bien en la propia cuneta (si no está cementada), bien cuando se libera la escorrentía hacia fuera del ámbito de la infraestructura. Otras recomendaciones aún más completas incluirían diseñar las cunetas sobre la base de principios de la geomorfología fluvial (Bugosh, 2006) y utilizar pavimentos permeables, siempre previendo los posibles efectos de los mismos.

Como síntesis, podría decirse que habría que reducir la intercepción, concentración y desviación de la escorrentía producida por la construcción de infraestructuras lineales. Además, la escorrentía evacuada debería distribuirse espacial y temporalmente, buscando siempre incrementar la infiltración, y evitando dirigir los desagües hacia laderas sin protección frente a la erosión hídrica.

2.3.3. RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE TALUDES DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES EN ÁREAS DE CLIMA MEDITERRÁNEO

Los dos mayores problemas que se deben solucionar para obtener una restauración ecológica y eficaz de los taludes de infraestructuras lineales en general, y también en áreas de clima Mediterráneo son:

- a) Controlar los procesos de erosión hídrica y eólica durante la fase de construcción antes de la estabilización de los taludes mediante el establecimiento de vegetación (Claassen & Hogan, 1998; Caltrans, 2010).
- b) Lograr que la sucesión de las especies vegetales obtenidas en la restauración evolucionen hacia una cubierta vegetal persistente y en equilibrio con su entorno, que no requiera mantenimiento y proteja al suelo de la erosión (Booze-Daniels, 2000).

Dentro de los tipos de restauración existentes, aquella que permita un equilibrio entre el suelo y la vegetación, con tasas de erosión similares a las de su entorno, es la que tiene más probabilidades de éxito. De acuerdo con esto, obtener la revegetación satisfactoria de taludes de infraestructuras lineales depende fundamentalmente de: el conocimiento del suelo y de la vegetación del entorno (Prach, 2003; Temperton, 2004; Valladares & Gianoli, 2007), las condiciones climáticas del entorno, las propiedades físico-químicas de los materiales que deben ser estabilizados, los tratamientos aplicados para controlar la erosión y mejorar las propiedades del suelo, y los tratamientos utilizados para favorecer la revegetación.

Existen diferentes factores que explican la ineficacia de los tratamientos aplicados en los taludes para lograr su restauración, pero sin duda, el más importante de ellos es la mala planificación de los planes de restauración. Dentro de esta planificación, es necesario que exista una coordinación entre los restauradores y los ingenieros que diseñan la infraestructura. Debido a la falta de planificación, los métodos de restauración superficiales se aplican después de que los taludes estén contruidos, sin necesidad de que haya habido un estudio previo, y se limitan a aplicar tratamientos estándar, como la hidrosiembra. Según los estudios realizados por Barbero *et al.* (2009_a, 2009_b) en taludes de la Cuenca Sedimentaria de Madrid, este tipo de restauración normalmente no obtiene los resultados deseados, en cuanto al control de la erosión y a la revegetación de estas superficies se refiere (figura 2.13).

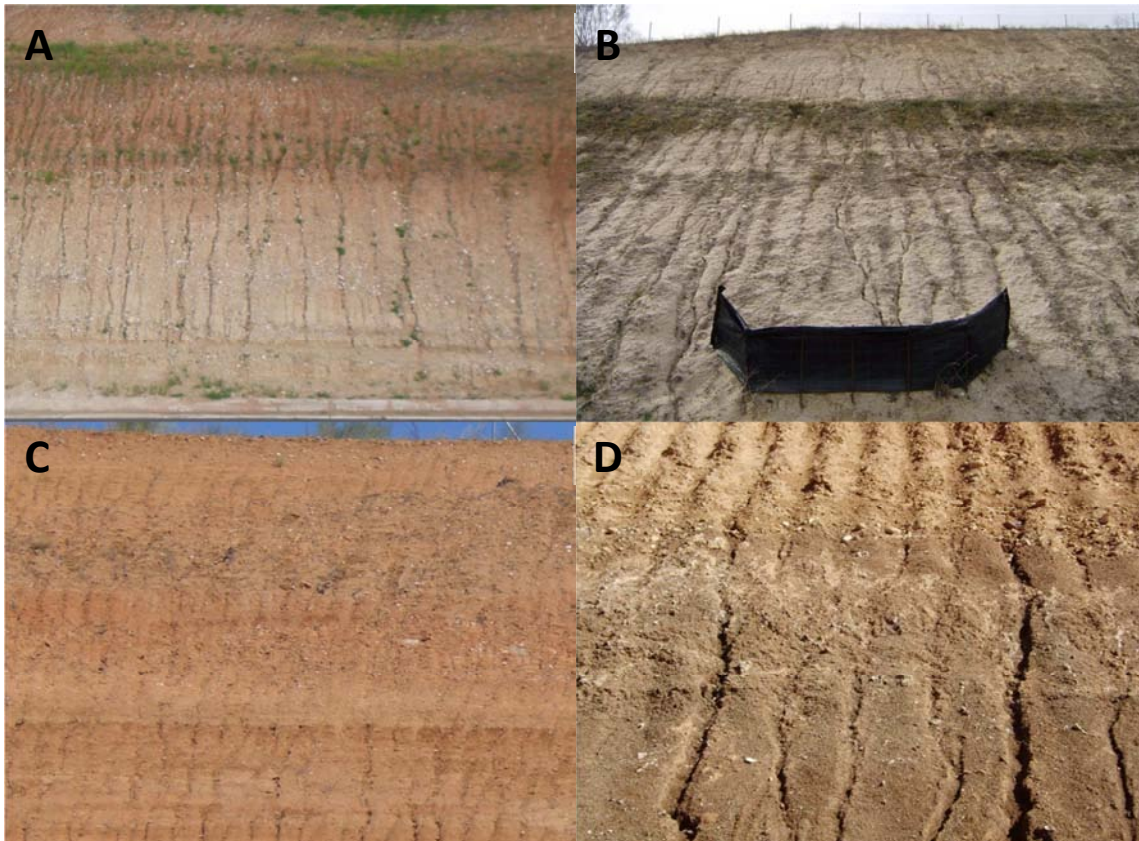


Figura 2.13. Ejemplos de algunos desmontes de carreteras construidos en materiales no consolidados de la Cuenca Sedimentaria de Madrid. En todas las fotografías se observa que apenas hay presencia de vegetación, y además, se han desarrollado redes de regueros, lo que indica inestabilidad superficial. Estos desmontes presentan materiales que son representativos de las diferentes facies de esta cuenca. A: desmonte de la carretera A-1, a la altura de El Molar (Madrid), formado por sedimentos gruesos de las facies proximales de la cuenca. B: desmonte del entorno del aeropuerto de Barajas (Madrid), formado por sedimentos arenosos de las facies intermedias. C: desmonte de la carretera To-22 km 8.5 (Toledo), formado por sedimentos franco-arenosos de facies intermedias-distales. D: desmonte de la carretera M-224 que une Torres de la Alameda y Pozuelo del Rey (Madrid), formado por sedimentos finos (arcillas y limos) fundamentalmente. Fotografías tomadas por F. Barbero.

La restauración ecológica de los taludes de infraestructuras lineales es un gran desafío, especialmente en áreas de clima Mediterráneo. Para su aplicación, es necesario mejorar la integración del conocimiento científico sobre la generación de vegetación espontánea y el control de la erosión en programas de restauración. La información teórica y práctica obtenida en dichos estudios debería ser aplicada posteriormente sobre escenarios reales (Prach *et al.*, 2001).

Para poder restaurar un ecosistema dado, primero debe entenderse la estructuración y funcionamiento del sistema, algo que hará posible diseñar los objetivos que debe tener un proyecto de restauración. Para ello, la información de las condiciones medioambientales es crítica, lo que incluye, el conocimiento del funcionamiento ecológico, de los procesos erosivos e hidrológicos, de las propiedades de suelo y los ciclos de nutrientes que se desarrollan en el suelo, y de los procesos de dispersión de las semillas y sucesión vegetal

(Edwards *et al.*, 1997). Por tanto, la restauración ecológica sólo podrá ser aplicada una vez se conozcan estos procesos, y se apliquen tratamientos para remediarlos (Prach *et al.*, 2001).

Un ecosistema perturbado que se haya restaurado ecológicamente tiene que contener suficientes recursos bióticos y abióticos como para continuar su desarrollo sin ayuda o subsidio adicional. Este ecosistema se podrá mantener tanto estructural como funcionalmente y demostrará suficiente capacidad de recuperación como para resistir los acontecimientos estresantes periódicos del ambiente local, logrando mantener la integridad del ecosistema (SER, 2004).

Obtener una restauración ecológica no sólo es importante en términos medioambientales, sino también en términos económicos y sociales. Económicamente, la obtención de un sistema en equilibrio (dinámico) reduce las tareas de recogida de sedimentos y ayuda a estabilizar las superficies deterioradas por los procesos de erosión, disminuyendo los costes de mantenimiento. Socialmente, no sólo mejora la seguridad de las infraestructuras lineales, sino que aumenta la integración visual y la aceptación por parte de la población a la infraestructura. Así pues, la correcta planificación y restauración ecológica de las infraestructuras lineales juega un papel fundamental en el desarrollo sostenible del medio, ya que facilita que la expansión de las comunicaciones minimice los efectos negativos que tiene sobre el medio natural.

2.3.3.1. LIMITANTES AL ESTABLECIMIENTO DE LA VEGETACIÓN EN TALUDES DE ÁREAS CON CLIMA MEDITERRÁNEO

Según Mayer *et al.* (1989), los principales factores que afectan a la germinación son los siguientes: variabilidad y tipo de semillas, factores externos que afectan a la germinación, estrés hídrico, gases, temperatura e insolación. En la construcción de taludes de infraestructuras lineales se modifican todos estos factores de la siguiente manera: la presencia de semillas y de nutrientes en los horizontes más superficiales del suelo son retirados en el período de movimiento de tierras. Debido a esta perturbación del terreno, se reduce su capacidad de retención de humedad, y se modifica la estabilidad de los niveles freáticos subterráneos. Además, la pendiente, la longitud de la pendiente y la orientación superficial de la topografía circundante son modificadas para su adaptación al trazado de las infraestructuras lineales, con lo que los factores de temperatura e insolación son también modificados (ver apartado 2.2.1.1). Finalmente, la circulación de vehículos por la carreta expulsa gases, modificando la composición del aire que llega a la vegetación de su entorno (ver apartado 2.2.2.2.). La combinación de todos estos factores, dificulta la germinación en taludes de infraestructuras lineales.

La germinación y estabilización de la vegetación también depende de la dispersión de semillas, de las condiciones climáticas y de la disponibilidad de hábitats favorables o micrositios (Ericksson & Ehrlén, 1992; Zobel *et al.*, 1998; Butaye *et al.*, 2002). La influencia de estos factores en la revegetación depende de muchas de las características de los elementos medioambientales locales y regionales: composición regional de la fauna y la flora, condiciones medioambientales locales, severidad climática y tipo de perturbación (Primack & Miao, 1992; Turnbull *et al.*, 2000; Verheyen & Hermy, 2001; Tofts & Silvertown, 2002; Foster & Tilman, 2003). A continuación se detallan los problemas específicos que aparecen en la restauración de taludes de áreas con clima Mediterráneo. Muchos de estos problemas son extrapolables a otras áreas, como es la microtopografía, la escasez de nutrientes o la dispersión de semillas. En cambio, otros problemas, como el estrés hídrico, son específicos de la restauración de áreas con clima Mediterráneo, árido o semiárido.

2.3.3.1.1. INFLUENCIA DE LA AGRESIVIDAD CLIMÁTICA Y DEL ESTRÉS HÍDRICO MEDITERRÁNEOS EN LA RESTAURACIÓN DE TALUDES

En condiciones mediterráneas, la agresividad de las precipitaciones es el principal factor desencadenante de la erosión hídrica, mientras que el resto de los factores que intervienen en la erosión nos darán las claves de dónde y cuánto se puede erosionar. Los procesos de erosión son poco importantes durante la mayor parte de las precipitaciones, ya que sólo a partir de cierto umbral de intensidad de lluvia se produce erosión efectiva. A partir de estudios para la medición de la erosión en parcelas o cuencas en clima Mediterráneo, se ha observado que muy pocos eventos de elevada intensidad y duración son los responsables de la mayor parte de los sedimentos erosionados (ver apartado 2.4.1.1.).

Mientras que existe una literatura muy extensa relacionada con el control de la erosión del suelo asociada a actividades agrícolas y en ambientes húmedos, existen muy pocos trabajos de campo que evalúen el desarrollo de la revegetación en taludes de infraestructuras lineales para controlar los procesos erosivos, y menos aún en ambientes semiáridos o subalpinos (Grismer & Hoogan *et al.*, 2004, 2005_a, 2005_b). La información para la restauración de este tipo de ambientes se limita en la mayoría de los casos a manuales o recomendaciones de las agencias gubernamentales o sociedades profesionales (Grismer *et al.*, 2009_a).

Una de las hipótesis que podría explicar el fracaso de los procesos de restauración de taludes de infraestructuras lineales en áreas Mediterráneas es el arrastre de las semillas por parte de la erosión hídrica. Este factor se ve influenciado por la presencia de frecuentes eventos extremos de precipitación, ya que éstos son los causantes de gran parte del suelo erosionado. No obstante, las pocas investigaciones sobre los factores que limitan el

establecimiento y desarrollo de la vegetación realizadas en laderas tipo *badlands* en áreas Mediterráneas, han demostrado que ni la mortalidad ni el arrastre de las semillas causadas por la erosión son los principales factores que limitan la colonización de las plantas.

Otra de las hipótesis que podría explicar el fracaso de los procesos de restauración en áreas semiáridas o Mediterráneas son el estrés hídrico y la temperatura del suelo (Potter, 1986; Flores & Briones, 2001; Lu, 2006). Así, según García-Fayos *et al.* (2000), y Guàrdia *et al.* (2000), el periodo de tiempo en el que el agua está disponible durante la germinación en la restauración de taludes con clima Mediterráneo es un factor limitante. Según estos autores, en muchas ocasiones las especies potencialmente colonizadoras que viven en los alrededores de los taludes, son capaces de alcanzar la superficie del suelo con semillas suficientes como para que se establezca la vegetación, pero estas semillas son incapaces de germinar debido a que el número de días con disponibilidad de agua en el suelo no es suficiente. Así pues, estos taludes presentaron densidades de semillas de en torno a 275 semillas·m⁻², resultados comparables a los encontrados en los desiertos de Sonora y Mohave, y a las estepas semiáridas de Utah, que contenían 400, 269 y 92 semillas·m⁻² respectivamente (Kemp, 1989). La presencia de vegetación en estos ecosistemas sugiere que la falta de vegetación en los *badlands* no puede ser explicada sólo por la hipótesis de que parte de las semillas son arrastradas por la erosión hídrica (García-Fayos *et al.*, 1995).

En un estudio realizado en desmontes con clima Mediterráneo, por Bochet *et al.* (2007_a), se encontró una limitación en la germinación de las semillas que se asoció a potenciales hídricos del suelo superiores a -0.05 Mpa (excepto en los orientados hacia el Norte). En cambio, varios estudios han revelado que las semillas de algunas plantas de climas áridos tienen una adaptación para germinar bajo estrés hídrico con potenciales hídricos de 1.0 MPa, (Schütz *et al.*, 2002) e incluso de 1.5 MPa (Evans & Etherington, 1990; Neil, 2003). Para el caso concreto de ambientes áridos y semi-áridos con baja disponibilidad de agua, la alta velocidad de germinación es vital para que ésta se produzca (Evans & Etherington, 1990; Jurado & Westoby, 1992). Ciertamente, algunas especies tienen tasas de germinación mayores y más rápidas que otras especies menos satisfactorias. Por tanto, se sugiere que el éxito relativo de las especies para establecerse en taludes con altas pendientes y condiciones climáticas semiáridas se explica por la habilidad de las semillas para germinar rápidamente bajo condiciones de estrés hídrico (García-Fayos *et al.*, 2000; Bochet *et al.*, 2007_a).

2.3.3.1.2. DISPONIBILIDAD DE SEMILLAS EN TALUDES CON CLIMA MEDITERRÁNEO

Si se eliminan los horizontes fértiles del suelo y las semillas que contienen, la parte del suelo que aflora superficialmente, queda desprovista de dichas semillas. En los procesos de restauración convencionales, se espera que la mezcla de semillas de la hidrosiembra ayude a la revegetación de la superficie de los taludes. Sin embargo, ¿es realmente necesario el aporte de semillas para favorecer la revegetación?

Es sabido que la dispersión de semillas natural contribuye significativamente a la colonización vegetal en diferentes ambientes, pero ¿es suficiente la dispersión de semillas natural para proporcionar un banco de semillas que garantice la revegetación? La respuesta a estas preguntas depende del tipo de talud que se desea restaurar y de las condiciones naturales del entorno.

Según Wilson & Watkins (1994), y Matesanz *et al.* (2006), la probabilidad de que lleguen diásporas a un lugar específico es inversamente proporcional a la distancia de la fuente de diásporas y a los parches de vegetación local. Por tanto, la distancia de las fuentes de semillas a los taludes a restaurar y la capacidad de dispersión de las semillas son dos factores claves para conocer la cantidad y tipo de semillas que van a llegar al talud por dispersión natural.

De acuerdo con esta última consideración, Bochet *et al.* (2007_a, 2009), en estudios realizados en desmontes de clima Mediterráneo semiárido del Este de España, concluyeron que la disponibilidad de semillas no resultó ser un factor limitante para la colonización vegetal. En estos taludes, se demostró la gran importancia que tiene la colonización espontánea producida por la vegetación del entorno. La presencia de áreas con vegetación natural cercanas a esos taludes proporcionó una gran cantidad de semillas de especies que estaban adaptadas a las condiciones climáticas de la zona, y que si se establecieran, ayudarían al proceso de restauración (Hansen & Clevenger, 2005; Bochet *et al.*, 2007_b). En estudios realizados por Matesanz *et al.* (2006), en áreas de clima Mediterráneo semiárido del Sur de España, la dispersión de semillas natural proporcionó siete veces más semillas que las hidrosiembras, e incluso un orden de magnitud superior a las proporcionadas por una hidrosiembra estándar.

2.3.3.1.3. EFECTO DE LA MICROTOPOGRAFÍA EN EL DESARROLLO DE LA VEGETACIÓN Y EN EL CONTROL DE LA EROSIÓN

La distribución espacial del establecimiento de la vegetación no es casual y depende de la microtopografía (Petersen *et al.*, 2004). Se considera microtopografía a las pequeñas irregularidades de la superficie del suelo. Estas irregularidades proporcionan sombra y protección a las semillas, y pueden crear condiciones de humedad y temperatura que son favorables para su germinación y estabilidad. Las heterogeneidades microtopográficas, tales como fracturas o depresiones en el suelo, costras biológicas, hojarasca de las plantas, y la presencia de gravas o rocas en superficie, tienen los siguientes beneficios sobre la comunidad suelo-vegetación: incrementan la capacidad de retención de humedad, mejoran la conservación del suelo y la formación de agregados (Grismer *et al.*, 2009), proporcionan protección a las semillas de la depredación (Owens *et al.* 1995; Winkel *et al.* 1991), favorecen el atrapamiento superficial de las semillas y los nutrientes (Elmasdotir, 2003), mejoran la fijación de N a través de cianobacterias (Bliss & Gold, 1999; Dickson, 2000; Warren, 2001), favorecen la germinación de las semillas, la penetración de las raíces y el futuro establecimiento de la vegetación (Harper, 1977; Dexter, 1986; Yadav *et al.*, 2007), reduciendo la escorrentía y los procesos erosivos, y favoreciendo el equilibrio suelo-vegetación.

En cambio, los suelos desnudos y sin presencia de heterogeneidades, tienen tasas bajas de establecimiento de semillas y son más susceptibles a ser erosionadas, (Chambers *et al.*, 1991; Winkel, *et al.*, 1991; Tsuyuzaki *et al.* 1997; Arnalds & Kimble, 2001).

De acuerdo con la "hipótesis de Gause", la coronación de los procesos de evolución por selección natural, es aquella en la que se obtiene una comunidad en equilibrio, en la que todas sus especies ocupan un nicho diferente. Grubb *et al.* (1977), sugirió que las diferencias de adaptación de las especies a la microtopografía particular, permite que ciertas especies más competitivas germinen y se establezcan dentro de una comunidad de plantas. Debido a que las especies vegetales necesitan diferentes nichos para germinar, la creación de heterogeneidades beneficia el establecimiento de las semillas. La mayoría de las diferencias entre especies son efectivas asegurando que sus semillas germinan en lugares que difieren en tiempo y espacio. Algunas semillas germinan en sombra y otras sólo con luz (Koller, 1972; King, 1975). Muchas semillas germinan más rápidamente en espacios micro-protegidos, por ejemplo en pequeños huecos; en cambio otras se benefician de los ciclos meteorológicos que alternan periodos secos con húmedos, más efectivos en sitios más expuestos (Miles, 1974).

Así pues, los esfuerzos de la restauración podrían enfocarse hacia la mejora de la calidad de la microtopografía más que a incrementar la disponibilidad de semillas (Mola *et al.*, 2011).

2.3.3.1.4. EL PAPEL DE LOS NUTRIENTES Y DE OTROS ELEMENTOS QUÍMICOS DEL SUELO EN LA RESTAURACIÓN DE TALUDES

La restauración duradera de los taludes de infraestructuras lineales depende de la obtención de una cubierta vegetal estable, que se adapte a las condiciones litológicas y ambientales, formada por plantas especialistas que estén en equilibrio con los nutrientes del suelo. Para lograr este objetivo, la sucesión de especies es un factor fundamental. Ésta es la mejor manera para controlar la erosión a largo plazo, sin necesidad de seguir incorporando mejoras al sistema suelo-vegetación. Por tanto, todo indica que los mejores tratamientos serán aquellos que combinen, por un lado, una sucesión de especies, y por el otro, la reducción de los procesos erosivos (Grismer *et al.*, 2009). En cambio, el principal objetivo de muchos planes de restauración de taludes es obtener recubrimientos de herbáceas, que no siempre cumplen con estos objetivos. Se tratan más bien de objetivos con fines estéticos, que no tienen nada que ver con restaurar un sistema de forma estable.

En términos generales, la aplicación de materiales para la estabilización del suelo tiene efectos de corta duración. La remediación a más largo plazo depende del establecimiento de la vegetación, que simultáneamente proteja el suelo de la erosión y consiga la entrada de materia orgánica en el mismo (Claassen & Hogan, 1998).

El desarrollo de la vegetación en suelos degradados está a menudo limitado por la falta de nutrientes, y en algunas ocasiones, por la presencia de elementos químicos que limitan el establecimiento de ciertas especies vegetales. Aunque las necesidades de nutrientes del suelo varían en función del clima, el tipo de sustrato y el tipo de vegetación deseada, el éxito a largo plazo de la revegetación de taludes de infraestructuras lineales depende del desarrollo de una fuente de materia orgánica asociada a los nutrientes, y la capacidad de convertir los restos orgánicos en humus. Así pues, evitar la erosión es imprescindible para que tanto los nutrientes incorporados inicialmente mediante distintas estrategias, como posteriormente por la comunidad biológica que se desarrolla en ese suelo, sean retenidos (Booze-Daniels, 2000).

El nitrógeno (N) es el principal nutriente limitante para el establecimiento de la vegetación en taludes. Además del N, es igualmente importante asegurar la disponibilidad de fósforo (P) y potasio (K) (Booze-Daniels, 2000).

Zavitkovski (1968), demostró que el principal mecanismo para incorporar N al suelo desde la planta es a través de la hojarasca presente en la tierra vegetal. En estudios realizados en California, EE.UU., sobre el efecto que tiene la retirada de la tierra vegetal en la concentración de N del suelo, se estimó que las concentraciones de N disminuyeron de 650 mg·kg⁻¹ a menos de 200 mg·kg⁻¹ (Claassen & Zasoski, 1998). En otros desmontes de

California en los que también se retiró la tierra vegetal, Claassen & Hogan (2002), demostraron que la reserva de N del suelo era insuficiente para proporcionar un contenido de N suficiente para una correcta revegetación. Por tanto, la retirada de la tierra vegetal conlleva que gran parte del N fundamental para la germinación y el desarrollo de las plantas no esté disponible, reduciéndose el establecimiento de la vegetación. Así, se favorece el desarrollo de procesos erosivos y se reduce la tasa de infiltración, disminuyendo la calidad físico-química del suelo. Una erosión continuada en suelos deficientes en nitrógeno agrava la degradación del suelo, y dificulta aún más el establecimiento de la vegetación y la incorporación de materia orgánica en el suelo (Claassen *et al.*, 1999; Moreno de las Heras, 2009). En consecuencia, los procesos de desarrollo y organización espacial de la estructura física y funcionalidad biológica del suelo también se ven drásticamente limitados (Nicolau *et al.*, 2011).

Dependiendo de la litología, del estado de los horizontes de suelo fértil y del clima, se producen patrones de liberación de N muy diferentes. A pesar de estas variaciones, según Claassen & Hogan (1998), cerca de la mitad de las diferencias en los porcentajes de la cubierta vegetal en los desmontes donde se aplicó algún tratamiento para su revegetación, se asociaron a diferencias en contenidos de N, especialmente de N mineralizable. Por ejemplo, para el caso concreto de taludes degradados del Lago Tahoe (California, EE.UU.), la concentración de N necesaria para un buen desarrollo de la vegetación se asociaba a comunidades de plantas con coberturas superiores al 40%. En estos taludes, se estimaron contenidos de N medios en el suelo de $1228 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, y de $26 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de N mineralizable (Claassen & Hogan, 2002). Otras referencias que relacionan de manera cuantitativa la disponibilidad de N con la cobertura vegetal, en áreas con suelos perturbados drásticamente, son: en Gran Bretaña (Leisman, 1957), en EE.UU., Minesota, (Olsen, 1958; Mars, 1981), California (Jackson, 1988), y Alaska (Chapin, 1994).

Según los estudios realizados por Claassen & Hogan (1998), el N total de una comunidad suelo-vegetación en equilibrio oscila entre $200\text{-}300 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Debido a que la tierra vegetal es retirada en la excavación de desmontes, éstos tienen poco N disponible, por lo que aproximadamente la misma cantidad de N retirada debe ser devuelta para regenerar todos los componentes de la nueva comunidad. Una disponibilidad insuficiente de N en estos sistemas desencadena un desarrollo inadecuado de parte o toda la comunidad suelo-vegetación, lo que resultará en desmontes mal restaurados, con procesos de erosión desarrollados en su superficie.

Las condiciones de pH pueden ser otro factor fundamental en el éxito de la revegetación. El requerimiento de aportes de carbonato cálcico para un lugar determinado variará dependiendo de las condiciones de pH y el tipo de vegetación que se quiera establecer. Las herbáceas nativas o de revegetación generalmente toleran un amplio rango de pH. En

cambio, las leguminosas (especies vegetales con gran capacidad para retener N en el suelo), toleran muy mal los suelos ácidos ($\text{pH} < 5.5$).

También debe controlarse la concentración de otros elementos que pueden ser claves en la revegetación, tales como las concentraciones de calcio (Ca), magnesio (Mg) y aluminio (Al), y otros elementos menores o traza que pueden ser tóxicos para la mayoría de las especies vegetales, como puede ser el níquel (Ni). Por ejemplo, en estudios realizados por O'Dell & Claassen (2006_a, 2006_b), en taludes contruidos en serpentinas, en California (EE.UU.), se estimaron altas concentraciones de Ni, y bajas concentraciones de Ca, lo que impidió una correcta restauración mediante el uso de hidrosiembras convencionales. En cambio, en estos diseños experimentales de O'Dell y Claassen (op. cit.), la aplicación de tratamientos alternativos, entre los que se incluyeron la incorporación de nutrientes con una combinación de *compost* con operaciones mecánicas, obtuvieron una revegetación y control de la erosión hídrica satisfactorios (figura 2.14).



Figura 2.14. Fotografía tomada en noviembre de 2010 por F. Barbero en un talud experimental formado por serpentinas. En la parte inferior, se puede observar los diferentes porcentajes de cubierta vegetal de las diferentes parcelas. En el resto, se observa el fracaso de la restauración en este talud, con coberturas vegetales entre 0-20%. Estas parcelas se localizan en la carretera C-20, Clearlake Oaks, California, EE.UU. Han sido utilizadas en investigaciones dirigidas por V. Claassen, investigador de U.C. Davis.

2.3.3.1.5. DIFERENCIAS EN LA RESTAURACIÓN DE DESMONTES Y TERRAPLENES

Los desmontes y terraplenes son formas del terreno de origen antrópico que se crean dentro de las operaciones de movimientos de tierras asociadas a la construcción de una infraestructura lineal. Estas morfologías se forman por las necesidades de adecuar la geomorfología del paisaje al trazado de las infraestructuras lineales. Los desmontes son las superficies expuestas debido a la excavación. La acumulación del material excavado empleado como relleno en zonas topográficamente más bajas forma los terraplenes.

Las capas expuestas de los desmontes suelen tener propiedades muy distintas a la de los terraplenes. En estos últimos, sus materiales son mezclados en las operaciones de movimientos de tierras, y además, son más o menos compactados, en función de las especificaciones de estabilidad necesarias. En las operaciones de compactación, la mayoría de los agregados y estructuras del material del que proceden son destruidos, perdiéndose los beneficios derivados de ellos. Al ser compactados, sus suelos son menos permeables al aire, al agua y a la penetración de raíces que sus precursores naturales. Los terraplenes pueden ser más o menos susceptibles a ser erosionados que los desmontes de su alrededor, dependiendo del tipo de material, del nivel de compactación a la que es expuesto el terraplén y de las propiedades topográficas de ambos (Booze-Daniels, 2000). Pero, sobre todo, su vulnerabilidad a la erosión hídrica depende de que se extienda o no, sobre ellos, la denominada tierra vegetal.

En los terraplenes, generalmente es más fácil la revegetación y el control de la erosión que en los desmontes, ya que los primeros tienen materiales menos compactados que favorecen la infiltración, y el establecimiento y crecimiento de la vegetación. Sin embargo, esto sólo es cierto si la superficie de los terraplenes se dispone de tal manera que se evite la compactación, o en su defecto, si han sido aplicados métodos de des-compactación superficiales (Sullivan & Foote, 1982). Y también, si se extiende sobre los terraplenes tierra vegetal. Por ejemplo, en la comparación de las tasas de erosión entre desmontes y terraplenes de la A-63 en Asturias (figura 2.15), realizado por Navarro (2006), se obtuvieron los siguientes valores de producción de sedimentos:

- En los terraplenes, con cierto grado de cobertura vegetal, se obtuvieron $5 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ en cinco meses. De mantenerse este ritmo de pérdida de suelo, se obtendrían tasas de erosión de $120 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$.
- En los desmontes, con suelos desnudos, la producción de sedimentos fue del orden de $44 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ en nueve meses. De mantenerse este ritmo de pérdida de suelo, se obtendrían tasas de erosión de $586 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$.

A pesar de las diferencias entre la producción de sedimentos de desmontes y terraplenes de esta carretera, cabe destacar que ambas son extremadamente altas para poder establecer una cobertura vegetal estable.



Figura 2.15. A la izquierda terraplén, y a la derecha desmonte, sobre los que se realizó el estudio de erosión por Navarro (2006).

En otros estudios que comparan el comportamiento entre terraplenes y desmontes en taludes con clima Mediterráneo, Martínez-Alonso & Valladares (2002) obtuvieron coberturas vegetales mayores en terraplenes, en cambio, la riqueza específica era menor que en los desmontes debido posiblemente a la exclusión competitiva de ciertas especies. En estudios similares, Larrea & Arnáez (1994) y Bochet *et al.* (2004), también obtuvieron coberturas vegetales mayores en terraplenes que en desmontes.

Esta falta de vegetación en los desmontes, podría ser un indicador de condiciones medioambientales extremas, o de la imposibilidad de las semillas para establecerse en pendientes desnudas encostradas. En áreas de clima Mediterráneo, las diferencias de nutrientes y de disponibilidad hídrica entre terraplenes y desmontes son factores que pueden influir determinadamente en los diferentes comportamientos en cuanto a cubierta vegetal. Así, Martínez-Alonso & Valladares (2002), y Bochet *et al.* (2004), del estudio de las propiedades físicas y químicas de taludes en áreas de clima Mediterráneo, obtuvieron diferencias significativas entre desmontes y terraplenes en concentración de nutrientes NPK, de magnesio (Mg) y de materia orgánica, los primeros con concentraciones más bajas que los segundos. Además, Bochet *et al.* (2004, 2007), demostró la importancia de la disponibilidad de agua para el éxito de la revegetación de estas superficies, obteniendo que los desmontes se desecan antes que los terraplenes, lo que dificulta su revegetación.

Tanto las superficies de los terraplenes como la de los desmontes están compuestas principalmente por materiales del subsuelo, con valores muy bajos de materia orgánica y de nutrientes, particularmente N y P (ver apartado 2.3.3.1.4.).

En desmontes, el comportamiento superficial es muy variable, ya que depende del tipo de material que esté compuesto, y de las condiciones climáticas e hidrológicas previas y posteriores a la perturbación. Así, los desmontes profundos que se extiendan por debajo de la zona saturada de agua, frecuentemente tendrán grandes cantidades de rocas frescas que antes del movimiento de tierras estaban protegidas de la intemperie. Estas rocas pueden ser fuentes importantes de Ca, Mg, K y de otros elementos nutritivos. En cambio, la gran variedad de configuraciones geológicas que se encuentran en los desmontes puede generar condiciones químicas muy poco favorables para el correcto desarrollo del suelo, que además pueden afectar a la calidad del agua de la escorrentía. Por ejemplo, si lo que se expone son materiales del subsuelo con alta humedad constante, será común que estén formados por material arcilloso y ácido, lo que requeriría tratamientos de carbonato cálcico y fertilizantes de P específicos. Por otro lado, si lo que se expone son materiales del subsuelo que no suelen estar saturados por agua, algo típico en zonas de climas semiáridos, es normal encontrar materiales con altas concentraciones de Na y Ca, y alto pH, los cuales necesitarán aportaciones de P (Booze-Daniels, 2000).

Por tanto, por norma general, los desmontes tienen mayores deficiencias en nutrientes, estrés hídrico, y tasas de erosión que los terraplenes, por lo que el establecimiento de la cobertura vegetal es más difícil en desmontes que en terraplenes, especialmente en áreas áridas, semiáridas o de clima Mediterráneo.

2.3.4. IMPORTANCIA DEL TIPO DE CONSTRUCCIÓN DE LOS TALUDES EN EL ÉXITO DE LA RESTAURACIÓN

La construcción de infraestructuras lineales requiere casi siempre una modificación de la topografía original, para adaptar su trazado al terreno, lo que se lleva a cabo mediante la excavación y acumulación de material. La manera en que el movimiento de tierras es planeado y ejecutado, y el resultado de las formas de terreno que son creadas, no sólo tienen un impacto visual o estético, sino que además influyen en la estabilidad de las nuevas formas creadas.

El diseño y construcción de las infraestructuras lineales debe estar encaminado a reorganizar la red de drenaje que se modifica y a garantizar una estabilidad geotécnica del conjunto, dadas las características de seguridad que deben existir en estos espacios. En este contexto, el término "inestabilidad" aplicado a taludes de infraestructuras lineales se asocia mayoritariamente a la ocurrencia, o a la propensión de ocurrencia, de los llamados "procesos gravitacionales", "movimientos de ladera" o "movimientos en masa", de tipo caídas, flujos y deslizamientos (Pedraza, 1996), y que son normalmente de cierta entidad.

Sin embargo, los criterios de seguridad geotécnica no aseguran por sí solos una estabilidad completa de los taludes, puesto que casi siempre existe una inestabilidad geomorfológica gravitacional "menor" (movimientos en masa muy superficiales), y sobre todo, asociada a la erosión hídrica (arranque y transporte de materiales por el flujo de la escorrentía).

En este contexto, las labores de diseño, construcción y restauración de infraestructuras lineales deberían tratar de comprender y minimizar las modificaciones hidrológicas y la actividad geomorfológica, así como de controlarla y manejarla adecuadamente desde su conocimiento, dejando un "ajuste más fino" a los procesos naturales que actuarán después de esas intervenciones (Toy & Black, 2000).

Los taludes convencionales recién contruidos se caracterizan por presentar superficies lisas con gradientes constantes, desprovistos de vegetación y de un suelo edáfico para que ésta se pueda regenerar. En cambio, la mayoría de las laderas naturales consisten en formas complejas cubiertas por vegetación que se ajustan a las propiedades hidrológicas de la ladera. Análisis de modelos de evolución de laderas han revelado que un talud plano no suele estar en equilibrio. Por otro lado, las laderas en equilibrio con el paisaje tienen superficies mucho más estables, que se caracterizan por presentar una variedad de formas que se acoplan a las características geomorfológicas e hidrológicas específicas de cada lugar, con una gran variedad de formas cóncavas y convexas (Schor, 1995).

En taludes, el riesgo de ser erosionados y la facilidad para ser revegetados dependen en gran medida de sus características morfológicas finales. Así, en el periodo de construcción se debe comenzar por establecer zanjas o drenajes de desviación en la parte superior de los desmontes, para reconducir el agua de los terrenos que se encuentren por encima (ver apartado 2.3.2.1.).

En términos generales, todos los taludes deberían ser diseñados con la menor pendiente posible, ya que la cantidad y la velocidad de la escorrentía son directamente proporcionales a la pendiente y a la longitud de la ladera. El gradiente de la pendiente final de un área determinada depende de muchos factores, incluyendo las propiedades del suelo, las limitaciones de diseño de la propia infraestructura, y los costes de excavación y de relleno alternativos (Caltrans, 2010).

2.3.4.1. INFLUENCIA DE LA LONGITUD DE LA PENDIENTE, DEL ÁNGULO DE LA PENDIENTE Y DE LA ORIENTACIÓN EN LA RESTAURACIÓN DE TALUDES

Para reducir los procesos erosivos y favorecer la revegetación que se produce en los taludes de infraestructuras lineales, algunos factores como la pendiente y o la longitud del talud pueden ser controlados o minimizados en las fases de diseño y construcción. Todo ello mediante:

- 1) La inclinación de los desmontes debe ser determinada por la superficie disponible para la obra, el tipo de material en el que se desarrolla la infraestructura, la topografía circundante, el ancho de la infraestructura, y la mayor o menor facilidad para establecer la vegetación en esa zona determinada (Wright *et al.*, 1978). Pero, por norma general, se recomienda construir y remodelar los taludes con pendientes tan bajas como sea posible. El planteamiento inicial de la construcción, sobre todo la pendiente de los desmontes, es fundamental para lograr una correcta restauración (Wright *et al.*, 1978). El aumento de la pendiente imposibilita estabilizar la tierra vegetal, las semillas y nutrientes de la hidrosiembra, debido a la intensificación de los procesos de erosión (Ramos, 1974; Francis *et al.*, 1986). Aunque las recomendaciones generales sobre pendientes tienen escasa validez, dada la gran variabilidad de condiciones ambientales existentes, se estima que las pendientes no deberían ser más pronunciadas de 1.5:1 (33°), ya que cuanto menor pendiente, los procesos erosivos son menos intensos y la vegetación es más fácil de restablecer (Ostler & Allred, 1987). Así pues, según Wright *et al.* (1978), el coste del mantenimiento de un desmonte de pendiente 1:1 (45°) se estima que es el doble del de un desmonte 2:1 (27°). En taludes contruidos en áreas con clima Mediterráneo, tras 3 años desde su construcción, tanto la cobertura como la riqueza

específica de las especies vegetales disminuyeron y los procesos de erosión se intensificaron con el aumento de la pendiente (Martínez-Alonso & Valladares, 2002). En los desmontes de regiones semiáridas Mediterráneas se sugiere que existe un umbral en el ángulo del talud, por encima del cual no es posible el establecimiento de vegetación (Guàrdia & Ninot, 1992; Lázaro-Suau, 1995; Bochet & García-Fayos, 2004; Cantón *et al.*, 2004_a). Según dos estudios realizados en desmontes de la península Ibérica con clima Mediterráneo, se estimó que ese umbral del ángulo máximo era de 1:1 (45°) (Andrés *et al.*, 1996; Bochet *et al.*, 2004, 2009).

- 2) Reducir la longitud de la pendiente. Según la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada, RUSLE, el factor de longitud de la pendiente L, representa el efecto de la longitud de la pendiente en la erosión. Su cálculo se basa en las expresiones de Foster *et al.* (1977), y McCool *et al.* (1987, 1989), de la siguiente manera:

$$L = (\lambda / 22.13)^m$$

$$m = \beta / (1 + \beta)$$

$$\beta = ((\sin \theta / 0.0896) / (3 \cdot (\sin \theta) 0.8 + 0.56)) \cdot r$$

Donde:

L = subfactor longitud del terreno (adimensional)

λ = longitud del terreno (m)

m = exponente variable según β

β = relación entre erosión en surco y entresurco

r = coeficiente igual a 0.5 en tierras forestales, 1 en terrenos agrícolas y 2 en lugares de construcción

Según el coeficiente L, a mayor longitud de pendiente mayor erosión. La influencia de la longitud de la pendiente es muy variable en función del resto de condiciones, tales como pendiente o la cubierta vegetal del suelo. En cambio, en el caso de los taludes de infraestructuras lineales, al tratarse de terrenos perturbados, con altas pendientes y desprovistos de vegetación, son muy vulnerables a los procesos erosivos, por lo que es de esperar que este factor influya en la producción de sedimentos, y por tanto, en la restauración del talud.

La orientación de la superficie del talud es un factor que también puede influir en la revegetación. En el hemisferio Norte, el contenido de humedad decrece y la tasa de sequedad del suelo aumenta desde la orientación Norte hasta la Sur. Las orientaciones Sur reciben la mayor radiación solar de todas las orientaciones, resultando un microclima más caluroso y seco, empeorando las características hidrológicas del suelo (Desta *et al.*, 2004; Warren, 2008). Así pues, los taludes orientados al Sur tienen mayores tasas de radiación

solar que los orientados hacia el Norte, y los taludes orientados al Oeste mayores que los orientados al Este (Cantón *et al.*, 2004_b; Nadal-Romero *et al.*, 2007; Warren, 2008). La interacción entre el establecimiento de las semillas y la disponibilidad de agua pueden explicar la baja cubierta vegetal de las laderas orientadas al Sur en comparación con las orientadas al Norte, y de las orientadas al Oeste respecto a las orientadas hacia el Este. La información existente sobre las variaciones de la cubierta vegetal en laderas con orientaciones Norte y Sur en *badlands* y taludes de regiones semiáridas apoyan estos resultados (Guàrdia & Ninot, 1992; Lázaro-Suau, 1995; Martínez-Alonso & Valladares, 2002; Cantón *et al.*, 2004_a; Bochet & García-Fayos, 2004). Así pues, diferentes combinaciones de la orientación y del ángulo de la pendiente influyen en la disponibilidad hídrica para el establecimiento de la vegetación de los taludes. Por ejemplo, la construcción de taludes menos profundos y con menor pendiente en áreas orientadas hacia el Sur y hacia el Oeste facilitaría el establecimiento de la vegetación (Wright *et al.*, 1975).

Por tanto, se ha comprobado que la longitud, el ángulo de la pendiente, y la orientación de la ladera influyen en la composición y tamaño del banco de semillas (Alcañiz, 1998; Enciso *et al.*, 2000). Estos factores alteran la relación entre la riqueza de especies y la cobertura de las comunidades vegetales, favoreciendo o perjudicando el establecimiento de la vegetación y de los procesos erosivos.

2.3.4.2. MODIFICACIÓN DE LAS FORMAS PAISAJÍSTICAS Y DE LA TOPOGRAFÍA DEL TERRENO

Como se ha señalado, la modificación y remodelado del terreno es necesario para adaptar las infraestructuras lineales a la topografía circundante. También para evitar la inestabilidad del sustrato y adaptarse a las condiciones geológicas inherentes de las laderas naturales (Schor, 1993).

El remodelado convencional de los taludes de infraestructuras lineales se caracteriza por presentar morfologías esencialmente lineales, con superficies planas, con pendientes uniformes, y con intersecciones angulares entre las superficies (Schor, 1993). El resultado de estas operaciones son taludes inestables, en desequilibrio con su entorno. Para que las formas recién construidas caracterizadas por superficies planas se adapten al paisaje circundante, se debería remodelar el terreno, algo que facilitaría la restauración de los taludes (Schor & Gray, 1995).

2.3.4.2.1. LANDFORM GRADING O REMODELADO DE LAS FORMAS DEL TERRENO

Landform grading es una técnica de construcción de taludes propuesta por Schor & Gray (1995). Esta técnica consiste en remodelar la topografía con el fin de replicar los patrones morfológicos de los paisajes locales circundantes, adaptando la geomorfología de la infraestructura a la geomorfología local (figura 2.16). Estas construcciones buscan el equilibrio entre los procesos hidrológicos y geomorfológicos activos del entorno, en los que normalmente no dominan los procesos erosivos y degradantes del suelo, y mantener la mayor estabilidad posible. Además, replicar los patrones de la topografía circundante nos da la oportunidad de restablecer las condiciones ecológicas necesarias para que se establezca un diseño de revegetación basado en la comunidad vegetal nativa asociada a las formas del terreno previas a la construcción.

Los taludes contruidos con esta técnica se caracterizan por presentar una asociación de formas cóncavas y convexas, intercaladas con cunetas y bermas que se camuflan en los perfiles de la ladera. Estos perfiles no son lineales ni en perfil ni en planta; varían los gradientes de la pendiente y presentan zonas de transición entre las laderas naturales y artificiales. Las posibles configuraciones son variables. Los dispositivos para drenar las laderas siguen las líneas de drenaje naturales, o pueden estar truncadas en combinaciones especiales de cunetas y bermas para ocultar los drenajes a la vista. Allí donde se han llevado a cabo estas soluciones, en las nuevas superficies se recomienda reponer las piedras y el suelo extraídos inicialmente en los movimientos de tierras, para replicar lo mejor posible la superficie original de la superficie previa a la perturbación.



Figura 2.16. Paisajes en los que se aplicó la técnica de *landform grading*, en Hollywood, California, 2002. Imagen obtenida de http://www.hollywoodknolls.org/hollywood_reservoir.htm.

2.3.4.2.2. *CONTOUR GRADING* O CONTORNOS ADAPTADOS Y REDONDEADO DE LOS TALUDES

Los taludes en las que se use la técnica de *contour grading*, el remodelado topográfico se realiza básicamente de manera parecida al tradicional, excepto por la diferencia de que la morfología de los taludes es curva en vez de recta. Esta técnica suele ir acompañada del redondeado de las zonas de transición y de las intersecciones de cambios dependientes las laderas (figura 2.17). El drenaje de este tipo de laderas también sigue cursos naturales de agua superficiales o subsuperficiales (Schor, 1993).

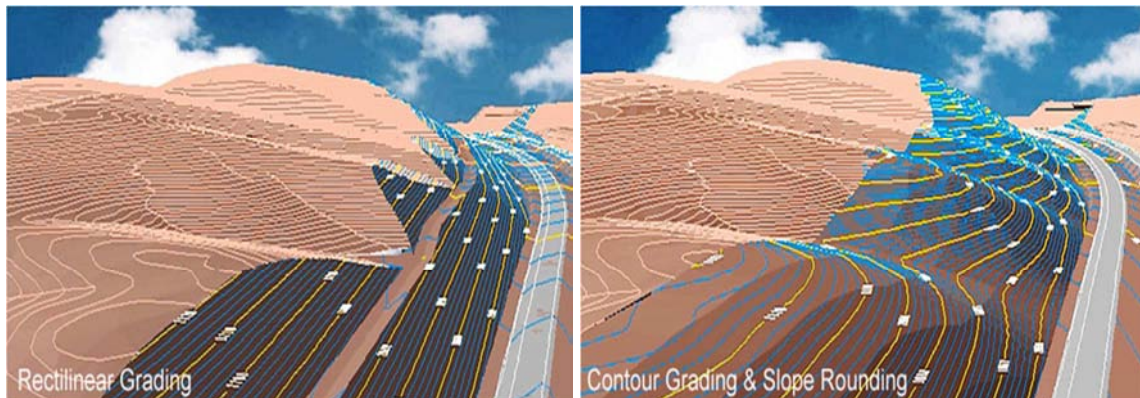


Figura 2.17. Estas imágenes ilustran el remodelado de las curvas de nivel propuesto para la Route 46, en San Luis Obispo (California, EEUU), entre las millas 32.2 y 56.3. Figura obtenida de http://www.dot.ca.gov/hq/LandArch/ec/earthwork/contour_grading_rounding.htm.

2.3.4.2.3. BENEFICIOS PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE TALUDES REMODELADOS CON LAS TÉCNICAS DE *CONTOUR GRADING* Y *LANDFORM GRADING*

El pequeño incremento relativo de los costes del diseño para acoplar las formas de la infraestructura a las formas del paisaje circundante resulta menos importante si lo comparamos con los beneficios que estas técnicas pueden aportar, tanto en términos económicos, como medioambientales (Schor & Gray, 1995). Así pues, la disminución de los costos de mantenimiento de laderas, la reducción de producción de sedimentos, el mejor acoplamiento hidrogeológico y visual de las formas de la construcción al terreno circundante, hace de este tipo de planificación mucho más estable que los métodos convencionales de remodelado.

Estas técnicas incluyen el remodelado de la morfología de los taludes mediante el suavizado de las formas, siguiendo las direcciones de flujo previas a la construcción, lo que ayuda a integrar los tratamientos de restauración de los taludes con el entorno que los rodea (figura 2.18).

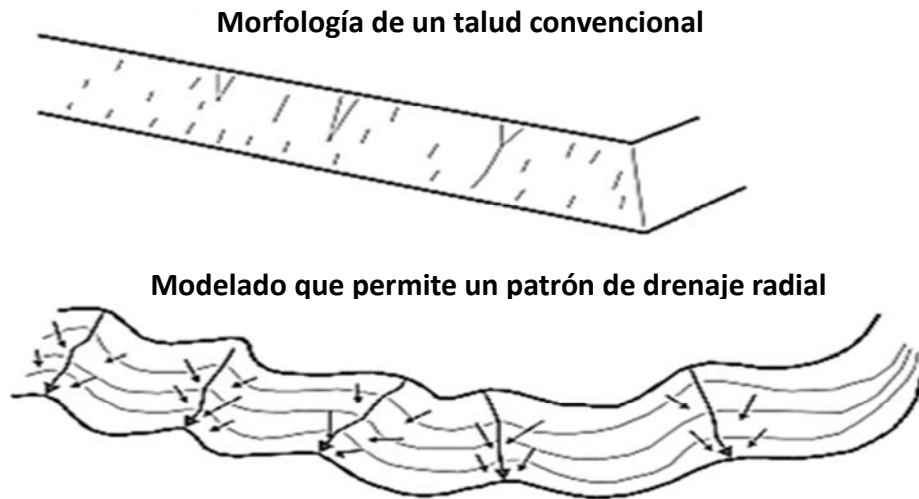


Figura 2.18. Ejemplos del acabado final de un talud con gradado convencional (arriba) y con gradado que se adapta a la geomorfología circundante (abajo). Figura modificada de http://www.dot.ca.gov/hq/LandArch/ec/earthwork/contour_grading_rounding.htm

La fragmentación del talud en varias áreas tributarias más pequeñas dispersa la escorrentía. El reparto de los flujos de agua en diferentes áreas tributarias ayuda a reducir los procesos erosivos y al establecimiento de la vegetación. Así pues, en taludes donde se apliquen estas técnicas de remodelado, además de ayudar a que la infraestructura se adapte mejor a su entorno, también se contribuirá a reducir la erosión y a mantener la calidad del agua.

Los beneficios específicos de estas técnicas de gradado son los siguientes:

- Se reduce el volumen y la velocidad de la escorrentía, y se mejora la tasa de infiltración.
- Se mejora la capacidad de retención de humedad del suelo en los valles artificiales.
- Se mejora el potencial de conseguir una cubierta vegetal duradera.
- La diversidad topográfica soporta un más amplio rango de especies vegetales.
- Se reducen las necesidades de irrigación, ya que se proporcionan áreas con más horas de sombra y mayor humedad.
- Se proporciona una compatibilidad visual entre las instalaciones de la infraestructura lineal y el ambiente que lo rodea.

Las únicas limitaciones que presentan son:

- Pueden incrementar el coste de los movimientos de tierra.
- Requerimiento de una accesibilidad para el equipo de movimientos de tierra.

El uso de estos tratamientos se recomienda siempre que sea posible. Normalmente se usa en desmontes 2:1 y 3:1, formados por materiales no consolidados.

2.3.5. TRATAMIENTOS PARA LA RESTAURACIÓN DE TALUDES

La elección de los tratamientos más adecuados para, por un lado, garantizar el control de los procesos erosivos, y por el otro, favorecer la revegetación, es fundamental para lograr una restauración ecológica eficaz y minimizar los impactos (tanto *on-site* como *off-site*) de las infraestructuras lineales en el medio. Los tratamientos más indicados dependerán de las propiedades locales litológicas y de sus suelos, y del tipo de especies que favorezcan una sucesión que obtenga una cubierta vegetal estable y en equilibrio con su entorno (Booze-Daniels, 2000), y garantice la estabilidad superficial (Claassen & Hogan, 2002). Además, estos tratamientos también deben adaptarse a la disponibilidad de agua, a las condiciones climáticas extremas y a las medidas de restauración disponibles (Packer & Aldon, 1978; Cotts *et al.*, 1991; Hansen & McKell, 1991).

Existe un amplio muestrario de tratamientos de control de la erosión que no se han incluido en la revisión introductoria de esta tesis, pero que son utilizados habitualmente en lo que se considera "la restauración de taludes de infraestructuras lineales". Desde nuestro punto de vista, estas medidas, que oscilan entre unas propiamente "estructurales" y otras que se incluyen dentro de lo que se conoce como "bioingeniería", son medidas que poco tienen que ver con una verdadera restauración ecológica de taludes. Es el caso de la aplicación de geotextiles, la construcción de paredes de hormigón o tierra, el gunitado convencional, el gunitado verde o "Sistema Krismer", las gradas vivas o "*Live slope Strating*", los muros revegetados, las empalizadas, las trampas de sedimentos, los gaviones o las escolleras. Todas estas técnicas se definen en numerosos manuales sobre el control de la erosión de taludes (ver Coppin & Richards, 1990; TRAGSA, 1994; Morgan & Rickson, 1995; Gray & Sotir, 1996; Leiser, 1998; Mataix, 1999; Lewis, 2000; González-Vallejo *et al.*, 2002; Ayala & Andreu, 2006). La no inclusión de estos tratamientos en esta revisión se debe a que no se encuentran dentro del campo de lo que la comunidad científica implicada entiende por restauración ecológica, y a que no favorecen el desarrollo de una cubierta vegetal en equilibrio con el suelo. Que no se incluyan en este trabajo no quiere decir que estas técnicas no sean las más aconsejables en situaciones concretas. Así pues, se puede afirmar, que estas técnicas de ingeniería y bioingeniería pueden ser muy útiles para corregir los problemas derivados de la perturbación del medio por la construcción de infraestructuras lineales. En cambio, sobre todo en áreas de clima Mediterráneo, estas técnicas no aseguran el éxito de una verdadera restauración ecológica. De esta manera, es usual encontrar taludes con superficies mal restauradas, con intensos procesos de erosión. Esta realidad de los taludes de infraestructuras lineales de áreas de clima Mediterráneo españoles crea una duda razonable sobre si las medidas de restauración tomadas hasta el momento son las más convenientes.

Podría decirse que no es casualidad que muchos de los “planes de restauración” que siguen las pautas que venimos describiendo fracasen después de varios años de su aplicación. Las extremas condiciones climáticas de las áreas Mediterráneas (ver apartado 2.4.1), junto con la inestabilidad geomorfológica e hidrológica de las formas recién construidas (ver apartado 2.2.1), desencadenan intensos procesos de erosión hídrica en la superficie de los taludes (ver apartados 2.2.1.1). Así pues, estas superficies suelen tener tasas de erosión que no permiten un correcto desarrollo del suelo ni de la vegetación (ver apartado 2.4.3), por lo que la estabilización del talud queda seriamente comprometida.

Así pues, la planificación inicial de la construcción es fundamental para lograr una correcta y verdadera restauración ecológica. En el momento que empiecen los movimientos de tierras, las medidas de restauración ecológica elegidas se deberían aplicar tan pronto como sea posible. Es necesario señalar, que a pesar de que se escojan los tratamientos más adecuados desde el punto de vista de la restauración, el éxito de ésta no está garantizado, ya que también dependerá del tipo de remodelado y de las morfologías resultantes que se obtienen en la fase de movimiento de tierras (ver apartado 2.3.4).

A continuación se describen los métodos de restauración que nosotros consideramos que se pueden incluir en un enfoque “ecológico”, y que mejor pueden favorecer el establecimiento de la vegetación, mejorar las propiedades del suelo y, simultáneamente, controlar los procesos erosivos. Algunos de estos métodos entran de lleno en el campo de la restauración ecológica, y en otros casos, entran sólo “en función de cómo se lleve a cabo dicho método”.

2.3.5.1. ACABADOS SUPERFICIALES DIRIGIDOS A FAVORECER LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

La práctica más común del acabado superficial de los taludes consiste en crear una superficie lo más lisa y compacta posible. Los taludes recién remodelados con superficies suavizadas y compactadas dan una falsa sensación de bien acabados. En cambio, este acabado resulta perjudicial para la restauración ecológica de los taludes, ya que la excesiva compactación inhibe la infiltración del agua y la aireación del suelo, acelerando los procesos erosivos y dificultando el establecimiento de la vegetación (ver apartado 2.3.3.1.3).

La descompactación y el aumento de la rugosidad aportan una apariencia fea al profano, pero en cambio, aumentan la heterogeneidad, el encharcamiento superficial y la infiltración, protegiendo las partículas más finas, los fertilizantes y las semillas de la erosión. Por otra parte, la heterogeneidad que produce la descompactación y el aumento de la rugosidad, crea zonas de sombra que se mantienen más frescas, proporcionando microambientes con

condiciones de humedad más favorables que las superficies duras y lisas. Estas condiciones promueven la germinación de las semillas, el desarrollo de la vegetación y la reducción de la escorrentía y los procesos erosivos (Green *et al.*, 1973; Perry *et al.*, 1975; Wright *et al.*, 1978).

En las operaciones de construcción, las pequeñas variaciones en la inclinación, compactación y topografía de los taludes crearán microambientes deseables para el establecimiento de la vegetación. Los materiales del suelo que caigan de forma natural y permanezcan en la superficie del talud también ayudarán a inhibir la escorrentía, y además, prevendrán el movimiento o flujo de parte del terraplén. Estas técnicas han sido usadas en terraplenes de Arizona, EE.UU., donde fragmentos de roca mayores de 5 cm protegen las superficies de la erosión. En cambio, si los fragmentos superiores a 5 cm son removidos, la tasa de erosión se multiplica por seis (Dully & Hatzell, 1988).

La aplicación de los acabados superficiales debería hacerse tan pronto como sea posible después de que las actividades de remodelado hayan terminado, especialmente si existe riesgo de ocurrencia de gran cantidad de precipitaciones o de precipitaciones de alta intensidad.

Los beneficios específicos de estos tratamientos son los siguientes:

- Reducen el volumen y velocidad de la escorrentía.
- Mejoran la tasa de infiltración.
- Mejoran la capacidad de retención de humedad del suelo.
- Mejoran la probabilidad de conseguir una cubierta vegetal duradera.
- La descompactación mejora las propiedades del suelo estructurales: la estructura del suelo y la porosidad, y aumenta la profundidad efectiva de la capa de suelo que pueden ocupar las raíces.

Las limitaciones de estos tratamientos pueden ser las siguientes:

- Pueden aumentar el coste de los movimientos de tierra. No obstante, para el caso concreto de los taludes de infraestructuras lineales españoles, la aplicación de este tratamiento ahorraría las operaciones con la pala de limpieza, cuyo objetivo es obtener un acabado superficial liso y compacto (Martín-Duque *et al.*, 2011). Por tanto, para los taludes españoles, el coste de la aplicación de estos tratamientos se puede compensar, en parte o totalmente, por la eliminación de dicha práctica.
- Pueden requerir de accesibilidad para el equipamiento de movimiento de tierras específico. Aunque en ocasiones, este equipamiento puede ser idéntico a la maquinaria utilizada durante la construcción del talud.

- Hay que tener en cuenta que si no se utilizan las herramientas más adecuadas para cada litología, o las operaciones se realizan en condiciones inadecuadas, estos tratamientos pueden que no produzcan los efectos beneficiosos esperados, o que incluso sean perjudiciales para la restauración. Por ejemplo, puede ser mejor limitar la aplicación de los acabados superficiales con maquinaria pesada que circule en suelos que se compactan fácilmente, como es el caso de los suelos arenosos o arcillosos.

Este tipo de tratamientos ya han sido aplicados en numerosas regiones de EE.UU. (Adams & Blaser, 1979; Huffine *et al.*, 1981), y son especialmente beneficiosas en zonas con climas áridos o semiáridos. Pueden utilizarse combinados con semillado, plantación de vegetación, uso de tierra vegetal o *compost*, y temporalmente con *mulch*. Para taludes con pendientes por debajo de 27° (2:1), una combinación de descompactación y/o aumento de la rugosidad, más otro/s tratamiento/s que favorezcan el establecimiento de vegetación es lo más aconsejable (Caltrans, 2010).

2.3.5.1.1. TÉCNICAS DE DESCOMPACTACIÓN

La descompactación del suelo de los taludes consiste en romper, mediante operaciones mecánicas, una superficie lisa y compactada. Se usa en la superficie de desmontes recién construidos o de terraplenes muy compactados. La profundidad de su aplicación es variable, pero puede ser necesario descompactar hasta los cinco metros más superficiales del suelo.

Según Hogan (2009), la descompactación del suelo se puede realizar mediante los siguientes métodos (figura 2.19):

- Con un *buldozer* con equipos acoplados utilizados en agricultura para descompactar el suelo.
- Con retroexcavadoras con cazos convencionales.
- Con retroexcavadoras equipadas con dientes largos en el cazo.
- Con excavadoras tipo oruga equipadas con rastras.
- Mediante el uso de herramientas de labor manuales.

Se aconseja su uso en taludes con pendientes de 18° (3:1) o con menor pendiente, donde el suelo esté compactado y requiera tratamientos para mejorar su tasa de infiltración y de retención de humedad (Caltrans, 2010).

En estudios que comparan la efectividad de diferentes tratamientos para la revegetación, entre los que se incluyen la incorporación de astillas de madera, *compost* y aumento de la rugosidad, realizados en desmontes de la cuenca del Lago Tahoe (California, EE.UU.), los

tratamientos que incorporaban la descompactación del suelo como mínimo hasta 30 cm, en lugar del uso de tratamientos más superficiales o sin tratamiento, ofrecieron el mayor aumento de la infiltración y la mayor disminución en la producción de sedimentos (Grismer *et al.*, 2009).



Figura 2.19. Ejemplo de maquinaria usada en la descompactación de taludes, y resultado del efecto de esta técnica en el suelo de un talud. Fotografías obtenidas de Caltrans en http://www.dot.ca.gov/hq/LandArch/ec/earthwork/decompact_soil_surface.htm.

2.3.5.1.2. TÉCNICAS PARA AUMENTAR LA RUGOSIDAD O *SOIL ROUGHENING*

El aumento de la rugosidad del suelo de los taludes o *soil roughening* es una práctica de control de erosión temporal de uso frecuente conjuntamente con el gradado de las pendientes. Esta técnica se puede llevar a cabo con maquinaria pesada que realice surcos en el terreno, o con la colocación en superficie de elementos que aumenten la rugosidad, como por ejemplo, la colocación de rocas de pequeño tamaño o de restos vegetales aislados.

Según Caltrans (2011_a), se aconseja el aumento de la rugosidad a todos los taludes con pendientes inferiores a 33° (1.5:1). En cambio, según Wright *et al.* (1978), debería aumentarse la rugosidad y la ondulación sólo en las pendientes menores de 18° (3:1). El aumento de la rugosidad se debería aplicar en superficies donde ya se ha terminado el proceso de remodelado con equipamiento de movimiento de tierras, posteriormente a la descompactación, y previamente o posteriormente a la aplicación de otros tratamientos que mejoren la salud del suelo.

Se recomienda aumentar la rugosidad de cualquier talud que vaya a recibir algún otro tratamiento de control de la erosión, a no ser que se especifique lo contrario por algún tipo de incompatibilidad.

Si el aumento de la rugosidad se lleva a cabo con maquinaria pesada, las ranuras se pueden realizar de diferente manera, con discos, cultivadores, dientes de excavadora o cualquier otra técnica que tenga como resultado final este acabado. Los surcos deben tener más de 8 cm de profundidad y más de 50 cm de distancia entre ellos (Caltrans, 2011_a). Entre otros, el aumento de la rugosidad se puede aplicar con el siguiente equipamiento (Caltrans, 2011_a) (figura 2.20):

- Con equipos acoplados a un tractor y con laboreo perpendicular a las curvas de nivel.
- Con un rodillo compactador dejando marcado el dibujo del rodillo en el suelo.
- Escarificando el suelo mediante un *bulldozer* con algún apero acoplado que aumente la rugosidad.



Figura 2.20. Ejemplo de maquinaria usada en el aumento de la rugosidad de taludes, y resultado del efecto de esta técnica en el suelo de un talud. Imágenes de Caltrans en http://www.dot.ca.gov/hq/LandArch/ec/earthwork/roughen_soil_surface.htm

La mayor o menor pendiente del talud, también influye en la selección de la maquinaria más adecuada para aumentar la rugosidad. Así pues, en taludes 2:1 y con menor pendiente, se recomienda la escarificación o el paso de tractores. Sin embargo, en taludes 1.5:1 y con menor pendiente, se recomienda el rodillo compactador (Caltrans, 2011_a).

2.3.5.2. LA SIEMBRA DIRECTA

En el caso de los taludes, la siembra directa consiste en la distribución de semillas, generalmente herbáceas, directamente sobre el terreno, o previamente tratado mediante operaciones de mínimo laboreo y/o con fertilizantes, en caso de que las condiciones del suelo no sean las adecuadas para el desarrollo de la vegetación (figura 2.21).

La siembra directa se puede aplicar mediante métodos manuales, como por ejemplo con rastrillos, o mediante métodos mecánicos. La siembra directa manual no se recomienda en pendientes mayores de 19°, y por operaciones mecánicas no se recomienda en pendientes mayores de 17°. Debido a que la mayoría de los taludes de las infraestructuras lineales españolas suelen tener pendientes mayores de 19°, no es una técnica muy usada. A pesar de no ser muy usada, si las condiciones del suelo son favorables para la revegetación, la restauración con siembra directa es apropiada, al ser una técnica que apenas modifica las condiciones del suelo. Por otro lado, este método requiere ser realizado durante la estación meteorológica apropiada (Dyrness, 1975).



Figura 2.21. Maquinaria de siembra directa usada en la restauración de un talud de Sacramento, EE.UU, en 2010. El depósito superior contiene fertilizante que es incorporado en las operaciones de siembra. Fotografía tomada por F. Barbero.

En cualquier caso, debe tenerse en cuenta que la siembra directa por sí sola no protege al suelo de la erosión, por lo que para su utilización en taludes con suelos desnudos, debería combinarse con otros tratamientos, como por ejemplo algún tipo de *mulch* (Caltrans, 2010).

2.3.5.3. LA HIDROSIEMBRA

La hidrosiembra es una técnica de siembra mecánica que consiste en la aplicación de una mezcla compuesta de semillas, fijadores, fertilizantes y aditivos sobre la superficie de los taludes. Esta técnica tiene como objetivo establecer una cubierta vegetal sobre terrenos de difícil acceso o de gran pendiente. A pesar de que la hidrosiembra es una técnica de bioingeniería, tal y como vamos a explicar en este apartado, su inclusión dentro de planes de restauración ecológicos puede estar justificada.

La hidrosiembra ha sido el método más extendido para la revegetación de taludes en las últimas décadas (figura 2.22).



Figura 2.22. Ejemplo de hidrosiembra en taludes en la carretera de reciente construcción M-224 (Madrid). Fotografía tomada en febrero de 2011 por F. Barbero.

A pesar de ser el método más extendido, por sí sola, no asegura la estabilización mecánica de los taludes, ni el control de los procesos erosivos, especialmente en áreas con clima Mediterráneo (Bautista *et al.*, 1997; Andrés & Jorba, 2000; Tormo *et al.*, 2007; Bochet *et al.*, 2009; Mola *et al.*, 2011). Más concretamente, en taludes de infraestructuras lineales españoles con clima Mediterráneo, existen diversos estudios que relacionan el escaso éxito y la baja cobertura vegetal obtenida por la hidrosiembra a la baja fertilidad del suelo, al estrés hídrico y a la erosión hídrica (Andrés & Jorba, 2000; Martínez-Ruiz, 2000; Bochet *et al.*, 2010_b). En otro estudio realizado por Matesanz *et al.* (2006), se comparó la cobertura vegetal de taludes restaurados con hidrosiembra con mezcla de semillas comerciales con la de taludes sin ningún tratamiento. No se obtuvieron diferencias en la cobertura vegetal de las parcelas estudiadas. Según los resultados de Matesanz *et al.* (2006), si la vegetación

adyacente o muy próxima a los taludes suministra semillas suficientes, la aportación de semillas a través de la hidrosiembra será innecesaria. Por tanto, si existe un banco de semillas próximo que suministre al talud, el uso de fertilizantes y mejoras del suelo pueden ser mejores que el semillado y/o la plantación, permitiendo además, el crecimiento de especies nativas (Elmasdotir, 2003).

Una razón que puede explicar el fracaso de la hidrosiembra es el uso de especies comerciales. Las especies comerciales normalmente introducen genotipos exóticos, los cuales, no están bien adaptados a las condiciones locales, particularmente si se sitúan en áreas de climas áridos o Mediterráneos (Brown & Rice, 2000; Paschke *et al.*, 2000; Petersen *et al.*, 2004). Además, el uso de especies comerciales puede llegar a perjudicar el equilibrio ecológico del entorno, ya que las especies no nativas pueden invadirlo (Brown & Rice, 2000; Williamson & Harrison, 2002; San Emeterio *et al.*, 2004). De este modo, Rentch *et al.* (2005), demostraron que las zonas aledañas a las carreteras son lugares óptimos para el crecimiento de vegetación exótica que compite con las especies nativas, lo que perturba las comunidades locales.

Debido al fracaso de la hidrosiembra con semillas comerciales, una alternativa es el uso de especies nativas. Muchas de estas especies tienen ecotipos adaptados a condiciones ambientales específicas (McArthur, 1988; Petersen *et al.*, 2004), lo que les hace tener una mayor probabilidad para establecerse y prosperar con éxito respecto a muchas especies comerciales. Aunque las especies nativas son más caras que las comerciales, producen más cobertura y son especialmente útiles para ambientes áridos, y además, facilitan el proceso de colonización natural (Novák & Prach, 2003). En taludes de áreas Mediterráneas, Tormo *et al.* (2008), utilizan diferentes mezclas de semillas comerciales y nativas en su restauración, siendo la revegetación con especies nativas la que obtuvo mayor cobertura vegetal y biomasa. Bochet *et al.* (2010_a) describen, en un estudio similar, cómo la hidrosiembra con mezcla de especies nativas obtuvo valores de entre 4 y 20 veces superiores de cubierta vegetal que la mezcla con semillas convencionales, durante cuatro años después de su aplicación. El precio de la mezcla de semillas seleccionadas en este último estudio fue 30 veces superior que la comercial, pero durante esos cuatro años, debido a la reducción de los costes de mantenimiento, el coste fue sólo del doble respecto a las especies comerciales, obteniéndose además, beneficios ecológicos. Así pues, en el tratamiento de áreas degradadas con hidrosiembra, el uso de especies nativas se presenta como una alternativa para mejorar el escaso éxito de las especies comerciales tradicionales, especialmente para zonas con clima Mediterráneo semiárido (Bochet *et al.*, 2010_a). Según estas referencias, es de esperar que el uso de especies nativas en hidrosiembras favorezca la estabilización de las superficies de los taludes, en cambio, no siempre es así. Según Goldsmith *et al.* (2006), ciertas especies tienen sistemas de raíces muy superficiales que no retienen bien el suelo, ni ayudan suficientemente para que se estabilice y estructure,

pudiéndose generar pequeños movimientos en masa (ver ejemplo de restauración de los taludes del dique del río Sacramento, en EE.UU., en el apartado 2.3.5.8). Por tanto, la selección de las especies que más van a favorecer el control de la erosión de los taludes va a depender de las características específicas de las especies nativas del entorno y de las necesidades de estabilidad de la infraestructura.

Otra de las razones que puede explicar el fracaso de la hidrosiembra es su inadecuada aplicación. Su aplicación se recomienda en dos etapas: en la primera etapa, se siembra, junto con agua, fertilizante, estabilizador y algo de *mulch*; y en la segunda etapa, se recubren las semillas que hubieran quedado en superficie con *mulch* estabilizador y agua (Navarro, 2002). Es más, según algunas referencias de EE.UU., recomiendan hacerla en tres operaciones. Primero esparciendo las semillas, posteriormente el fertilizante y, por último, el *mulch* (Lee, 1996), o bien, primero el *mulch*, después las semillas y el fertilizante, y finalmente otra vez el *mulch* (Haynes, 1997). Además, la incorporación de las semillas se debería hacer en los periodos más propicios para que su germinación sea un éxito. En cambio, en muchas de las aplicaciones de hidrosiembra en taludes, ni se realiza en etapas, ni en el momento más adecuado. Esto es debido a la poca o mala planificación de los planes de restauración, y a las presiones sociopolíticas para que se inaugure la infraestructura en la mayor brevedad posible.

2.3.5.4. EL MANEJO DE LOS NUTRIENTES DEL SUELO

Los taludes pueden requerir la aplicación de una cantidad y tipo de nutrientes para que su restauración sea posible (ver apartado 2.3.3.1.4). Estos niveles de nutrientes pueden ser "manejados" mediante una variedad de tratamientos, entre los que se incluyen la tierra vegetal, los *mulch*, los *compost* y los fertilizantes orgánicos o comerciales.

Como se comentó en el apartado 2.3.3.1.4, el agotamiento del N del suelo es una de las causas más comunes de la declinación de la cobertura vegetal en lugares degradados (Claassen & Carey, 2004; Grismer *et al.*, 2009). Para favorecer el establecimiento de una cubierta vegetal estable se recomienda el uso de materiales con liberación de N lenta. No obstante, una velocidad de liberación rápida hace que el N esté más disponible para su incorporación por parte de las plantas con crecimiento rápido y para las primeras fases del desarrollo de la vegetación (Claassen & Hogan, 1998). Por lo tanto, los materiales más indicados son los que combinan un periodo inicial de liberación de N rápido, seguido por un periodo mucho más largo y lento. Los materiales que cumplen esas condiciones más utilizados en la restauración de taludes son la tierra vegetal, el *compost*, o algunos productos biológicos industriales.

Debido a que la tierra vegetal, el *compost* y algún tipo de *mulch*, ofrecen beneficios para la restauración de los taludes que van más allá de la incorporación de nutrientes al suelo, se han elaborado apartados específicos para cada uno de estos tratamientos (ver apartados 2.3.5.5, 2.3.5.6 y 2.3.5.7). A continuación se comenta brevemente los principales fertilizantes usados en taludes, y sus efectos en la restauración.

Los fertilizantes favorecen una colonización vegetal rápida de los taludes, disminuyendo las tasas de erosión (Stafford, 1982). En taludes de infraestructuras lineales se pueden usar diferentes tipos de fertilizantes. A continuación se realiza una breve descripción de los más usados (Claassen & Hogan, 1998):

- Fertilizantes inorgánicos con alto contenido en N soluble.
- Fertilizantes inorgánicos con un amplio rango de N insoluble para una liberación más lenta y controlada.
- Fertilizantes orgánicos provenientes de desechos. Numerosos estudios han demostrado los beneficios que pueden aportar estos tipos de fertilizantes para la revegetación. Por ejemplo, en Rhode Island, EE.UU., se usaron lodos de depuradora con una concentración de $16 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ y un espesor 1.3 cm para revegetar taludes con pastos mixtos. En este estudio, el crecimiento de la vegetación fue favorable y la calidad del agua estuvo dentro de los límites permitidos (Wakefield, 1981).

A pesar de los efectos favorables para la restauración que los fertilizantes normalmente ofrecen, en ciertas situaciones, pueden ser más perjudiciales que beneficiosos. De este modo, los fertilizantes pueden dificultar el establecimiento de la vegetación de especies deseadas en lugares semillados, favoreciendo la competencia de especies invasoras (Packer & Aldon, 1978; Inouye *et al.*, 1987), y pueden disminuir la diversidad de especies entre la comunidad vegetal (Redente *et al.*, 1984; Carpenter *et al.*, 1990). Además, en regiones áridas, algunas plantas responden ante los fertilizantes incrementando la parte aérea de la planta pero reduciendo el crecimiento de las raíces, lo que aumenta su vulnerabilidad ante cambios medioambientales (Petersen *et al.*, 2004).

2.3.5.5. EL USO DE LA TIERRA VEGETAL

El uso de tierra vegetal en la restauración de taludes favorece el establecimiento de la vegetación, mejora las propiedades del suelo (Cotts *et al.*, 1991; Harwood *et al.*, 1999; Balaguer, 2002; Claassen & Hogan, 2002) y la infiltración o la capacidad de retención de humedad. También reduce los procesos de erosión y mejora la estabilidad superficial (Claassen & Hogan, 2002). Además, proporciona semillas de especies nativas presentes en el suelo antes de los movimientos de tierras (Ward *et al.*, 1996; Albaladejo *et al.*, 2000; Rokich *et al.*, 2000; Holmes, 2001). Es por eso que, en numerosos artículos y manuales sobre restauración de taludes, se recomienda el uso de la tierra vegetal combinada con otros tratamientos como primera alternativa de restauración (Booze-Daniels, 2000).

La disponibilidad de tierra vegetal varía en función de la profundidad de los perfiles edáficos en las zonas donde se realizan movimientos de tierras. Se suele considerar que en suelos bien desarrollados, un espesor comprendido entre los 25 y 50 cm más superficiales, es el que constituye la tierra vegetal, debido a sus propiedades en cuanto a agregación, presencia de materia orgánica, nutrientes y semillas. En la calidad de la tierra vegetal extraída influye de manera determinante la profundidad real a la que se extraiga (en relación con el tipo de suelo y sus horizontes), algo que sin un estudio edafológico previo es difícil de precisar. Así pues, es común que se considere tierra vegetal hasta los 0.5 m o incluso hasta 1 m de profundidad, sin que realmente se haya comprobado (Booze-Daniels, 2000).

Otro aspecto fundamental para garantizar una tierra vegetal de calidad consiste en almacenarla de tal manera que conserve sus beneficiosas propiedades para la restauración. Deben ser lugares protegidos del paso de maquinaria, para que no sean compactados, y no se rompan parte de sus agregados. También deben estar protegidos de la erosión hídrica, ya que en caso de ocurrencia de fuertes lluvias, la escorrentía arrastraría parte de los nutrientes y semillas que son tan favorables para la revegetación (Booze-Daniels, 2000).

Entre otros, el uso de tierra vegetal puede ser ventajoso en las siguientes situaciones (Wright *et al.*, 1978):

- Cubrir el sustrato en ambientes áridos.
- Cubrir y evitar el contacto de las raíces con materiales del sustrato ricos en sulfuros u otros elementos químicos presentes en el suelo, que sean perjudiciales para la revegetación.
- Plantas ornamentales que demanden una fertilidad y aireación especialmente buena.
- En zonas húmedas o de pradera, donde se requiera una mejora de las propiedades del suelo y aportación de semillas que ayuden a la revegetación.

En su aplicación, debe tenerse en cuenta que la tierra vegetal normalmente no es estable en pendientes por encima de 27° (2:1) (Jacobs *et al.*, 1967; Blaser & Woodruff, 1968; Smith, 1973). Los efectos beneficiosos de la aplicación de tierra vegetal en taludes son a veces anulados por la inestabilidad de sus superficies, por lo que se recomienda el tratamiento de la superficie para mejorar su estabilización, o la aplicación de coberturas del suelo o mallas de refuerzo (Caltrans, 2010) (figura 2.23).



Figura 2.23. Fotografías de la aplicación de tierra vegetal en taludes de carretera. Obtenida de Caltrans, en http://www.dot.ca.gov/hq/LandArch/ec/earthwork/topsoil_local.htm

Si no se realiza una correcta incorporación de la tierra vegetal al sustrato, se puede generar una discontinuidad entre la superficie del talud y la tierra vegetal, que en ciertos casos de sobresaturación por agua, puede desencadenar en movimientos en masa de la tierra vegetal. Así pues, la aplicación de tierra vegetal resulta más estable si previamente se la aumenta la rugosidad a la superficie del talud. Otra opción es, primero aplicar la tierra vegetal y posteriormente realizar operaciones de laboreo para incorporarla a profundidades de entre 10-15 cm. Un ejemplo de los beneficios que aporta a la restauración la combinación de tierra vegetal con tratamientos superficiales al suelo, lo encontramos en estudios de Woodruff & Blaser (1970) y de Claassen & Zasoski (1998), donde la aplicación de estos tratamientos incrementó la humedad del suelo, aumentando la germinación y la cubierta vegetal.

No obstante, existen otros problemas relacionados con la aplicación de tierra vegetal que también deben ser considerados. En zonas donde no hay suficiente tierra vegetal en el

mismo marco de la obra, es necesario comprarla, lo que puede resultar muy caro en ciertas ocasiones. Además de los costes económicos, la tierra vegetal importada puede que no corresponda con las necesidades del talud a restaurar, tanto en cantidad y tipo de nutrientes, como en el tipo de especies vegetales que aporte. En este último sentido, cabe destacar que incluso la tierra vegetal que corresponde con la zona que se desea restaurar, puede que no aporte el tipo de vegetación necesaria para asegurar una estabilidad superficial (ver ejemplo de la restauración del dique de contención del río Sacramento (EE.UU.), en el apartado 2.3.5.8.).

El clima es otro factor que influye determinadamente en la calidad de la tierra vegetal. Para el caso de las regiones semiáridas, si los suelos están bien desarrollados, la tierra vegetal suele ser útil para la restauración de taludes (Tormo *et al.*, 2007). En cambio, en zonas muy húmedas, es común encontrar tierra vegetal pobre en materia orgánica y con valores bajos de pH y fertilidad (Wright *et al.*, 1978), características que pueden ser perjudiciales para un correcto desarrollo de la vegetación.

A pesar de que en términos generales, el aporte de tierra vegetal se recomienda siempre que sea posible, su aporte no siempre significa éxito en la restauración. Ya sea porque la tierra vegetal no sea de buena calidad, o porque no ha sido aplicada correctamente. De acuerdo con esta consideración, Wright *et al.* (1978), comparó el desarrollo de la vegetación en materiales que se les había aplicado un aumento de la rugosidad por operaciones mecánicas más incorporación de semillas, con otro tratamiento que consistía simplemente en aplicar tierra vegetal sobre una superficie lisa, obteniéndose 4 veces más cubierta vegetal en la zona con tratamiento superficial después de que fuera sembrado.

Por tanto, la tierra vegetal es un tratamiento que en la mayoría de los casos mejora las propiedades del suelo para reducir la erosión y favorecer el establecimiento de la vegetación, aunque para que aporte estos beneficios de la forma más satisfactoria, debe ser combinada con tratamientos superficiales. Y aun así, no siempre ofrece resultados satisfactorios en la restauración de taludes, por lo que antes de su aplicación, es necesario un estudio de las propiedades de la tierra vegetal y de las necesidades del sistema a restaurar.

Como ya se ha dicho en este mismo apartado, la primera opción para devolver la materia orgánica y los nutrientes del suelo a superficies perturbadas drásticamente es aplicar la tierra vegetal previamente extraída en el período de excavación. Pero la aplicación de *compost*, *mulch*, u otras mejoras de la calidad del suelo combinados con otros tratamientos, pueden igualar e incluso mejorar los beneficios que ofrece la tierra vegetal.

2.3.5.6. EL USO DEL COMPOSTAJE O *COMPOST*

El compostaje o compost es un acondicionador orgánico del suelo creado por la descomposición de materia orgánica bajo condiciones controladas. El compostaje, al igual que la tierra vegetal, favorece el establecimiento de la vegetación, y mejora las propiedades del suelo. Además, su uso mejorará el control de la erosión a largo plazo, ya que mejora la capacidad de agregación del suelo (Grismer *et al.*, 2009). Por tanto, el compost ofrece beneficios parecidos a los de la tierra vegetal, en cambio, no suele aportar semillas al sistema. Esta diferencia, puede ser perjudicial o beneficiosa, dependiendo del plan de restauración.

Una de las propiedades que varían en función del tipo de *compost* es la disponibilidad de N por parte de la planta. Aunque el aumento de la disponibilidad de N es una característica común de casi todos los *compost*, se ha demostrado que la liberación de N por los *compost* es muy variable, e incluso puede llegar a ser negativa, dependiendo del tipo (Hartz & Giannini, 1998). Además de la variabilidad del tipo de *compost* en función de la procedencia de la materia prima, el proceso de producción del *compost* es un factor que también influye determinadamente en su calidad para aportar las propiedades que se les atribuye en la restauración. Así pues, es de esperar, que la liberación de N por el *compost* sea variable dependiendo de su fuente, edad y condiciones meteorológicas durante su producción (Claassen & Carey, 2004).

Por norma general, las mismas consideraciones hechas para la aplicación de la tierra vegetal en taludes son extrapolables al *compost* (ver apartado sobre tierra vegetal, 2.3.5.5). Así pues, igual que para la tierra vegetal, el *compost* combinado con tratamientos superficiales mejora su estabilidad en el suelo, y hace que sus efectos beneficiosos sean más efectivos y duraderos (Grismer *et al.*, 2009).

El *compost* se usa cada vez más frecuentemente en proyectos de revegetación y de restauración de suelos degradados en California (CCREF, 2003). Dentro de los tipos de *compost*, en la bibliografía consultada sobre restauración de taludes en California, se hace especial referencia a los compost de residuos vegetales (*yard waste compost*). Este tipo de *compost* se compone de parte de los residuos sólidos compuestos del recorte o poda de las plantas. Proviene de jardines o de bosques fundamentalmente, y como otros *compost*, permiten la liberación de N por descomposición microbiana (mineralización) y benefician el establecimiento y crecimiento de la vegetación (Noyd *et al.*, 1996; Stolt *et al.*, 2001). Este tipo de *compost* ha sido utilizado con éxito en sistemas agrícolas y hortícolas (Grobe & Buchanan, 1993; Hartz *et al.*, 1996), y para el control de la erosión en taludes (Ettlin & Stewart, 1993; Storey *et al.*, 1995). En estudios realizados por Grismer *et al.* (2009), se estimó que la restauración de taludes con este tipo de compost más algún tipo de acabado

superficial obtuvo coberturas vegetales altas con gran proporción de plantas perenes, y el control de los procesos erosivos.

Según CIWMB (2007), el espesor de *compost* que debería ser incorporado varía en función de la pendiente, de acuerdo con lo siguiente:

- Incorporar 2.5 cm de *compost* en los primeros 7 cm de suelo en taludes 2:1.
- Incorporar 5 cm de *compost* en los primeros 15 cm de suelo en taludes 3:1.
- Incorporar 7.5 cm de *compost* en los primeros 23 cm de suelo en taludes 4:1.

El manual realizado por la *California Environmental Protection Agency* (CEPA, 2007), sobre el uso del *compost* para mejorar la calidad de suelos perturbados, propone una forma de aplicación diferente. Para ello, recomiendan el uso de "mantas" previamente a su aplicación, la colocación de bermas con alta capacidad de filtración y el uso de filtros (figura 2.24). Las "mantas" son coberturas extendidas en la superficie del suelo para protegerlo y preservarlo de los agentes externos. Las bermas son barreras permeables que filtran el agua que ha sido contaminada con sedimentos.



Figura 2.24. A la izquierda, aplicación de *compost* en un talud mediante la instalación previa de mantas. A la derecha, se puede observar la cubierta vegetal producida en ese mismo talud. Fotografías obtenidas de la CEPA (2007).

Así pues, el *compost*, es un tratamiento que en la mayoría de los casos ofrece grandes beneficios para la restauración de taludes, pero dependiendo de su procedencia y de las necesidades del sistema, su aplicación no es siempre la técnica más recomendable.

2.3.5.7. EL USO DEL MULCH ORGÁNICO

Los *mulch* se usan simultáneamente para controlar temporalmente la erosión de suelos desnudos, para aumentar la infiltración y para mejorar las condiciones del suelo (figura 2.25). El *mulch* orgánico simula el papel de la capa de hojarasca, protegiendo el suelo del impacto de la lluvia y disminuyendo la velocidad de la escorrentía superficial. Así mismo puede beneficiar la germinación y crecimiento de la vegetación al aumentar la infiltración y el contenido de humedad del suelo (Bautista *et al.*, 1996), y aportar nutrientes del suelo. A modo de ejemplo, en un estudio realizado por Baker *et al.* (1983), la aplicación de virutas de madera con concentraciones de $56 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ en una superficie con vegetación herbácea existente, mejoró la densidad de la masa y de la cubierta vegetal, y protegió al suelo de las condiciones de sequía.



Figura 2.25. Talud restaurado en el año 2010, con recubrimiento tipo *mulch* de virutas de madera, en la autovía A-80 entre Sacramento y San Francisco (EEUU). Fotografía tomada por F. Barbero.

Según Caltrans (2011_b), el *mulch* orgánico debería aplicarse en las superficies de los taludes, con espesores de entre 5 y 10 cm. Dado que el espesor del *mulch* puede llegar a perturbar la germinación de la vegetación, conocer las características climatológicas y las necesidades específicas de las especies vegetales del lugar a restaurar, es fundamental para seleccionar el espesor más adecuado.

La cantidad de *mulch* a utilizar también es un factor a tener en cuenta, ya que no por utilizar mayores tasas de *mulch* se obtienen mejores resultados. Meyer (1970), estudió las pérdidas de suelo en taludes con baja pendiente (8.5°) con y sin aplicación de *mulch*, con tasas que variaban entre 0 y $9 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Con tasas de *mulch* de $1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, se redujo la

erosión más de un tercio respecto a los taludes no tratados. En cambio, con tasas que superaran los 4 Mg·ha⁻¹ apenas se redujo un 5%.

Otro factor a tener en cuenta es el porcentaje de suelo cubierto por el *mulch*. En este sentido, Foltz & Copeland (2009), estudiaron el comportamiento de taludes con pendientes en torno a 17° con recubrimientos de virutas de madera del 30%, 50% y el 70% de las parcelas. En todos los casos, se redujo la producción de sedimentos en más de un 60% respecto a las parcelas sin tratamiento, incrementándose la reducción de la erosión según aumentaba la cobertura de virutas de madera.

Los *mulch* orgánicos más usados en la restauración de infraestructuras lineales según Hogan (2009), son los siguientes:

- *Tub-grindings*: se forman de la trituración de restos vegetales formados por restos de árboles o astillas de madera. Con frecuencia incluyen parte del suelo adherido a las raíces, lo que crea un material con mayor potencial de nutrientes que las astillas de madera.
- Astillas o virutas de madera o *woodchips*: se trata de material sólido de tamaño variable producidos por el corte o astillado de trozos de madera.
- Restos de pinos o *Pine needle mulch*: son restos de cortezas y hojarasca de pinos, con tamaños variables que no suelen sobrepasar los 10 cm. En muchas ocasiones llevan incorporada materia orgánica de la hojarasca del suelo, lo que puede aportar nutrientes favorables para el desarrollo de la vegetación.
- Paja agrícola: se trata de restos de la recolección de cereales como trigo o cebada.
- Grava o rocas: se trata de material de distinta composición formado por gravas y/o rocas de distintos tamaños.

Los *mulch* también se pueden clasificar en función de su tamaño (figura 2.26). En general, los *mulch* de fibras largas funcionan mejor para controlar la erosión que los de fibras cortas. Si el lugar ha sido previamente semillado, los *mulch* de fibra larga fomentan el establecimiento de la vegetación, protegiendo durante periodos de estrés hídrico su desarrollo, y a la comunidad suelo-vegetación de la erosión hídrica y de las demás inclemencias del tiempo (Wright *et al.*, 1978; Jensen & Hodder, 1979; IDP, 1992). Otra ventaja de los *mulch* con fibras largas es que mantienen sus efectos durante más tiempo que las de fibra corta (Duell, 1994).

Además de la longitud, también influye la forma y procedencia de los fragmentos del *mulch* (figura 2.26). Por ejemplo, en el caso de las astillas de madera, funcionan mejor las astillas irregulares y con restos orgánicos del suelo, como pueden ser restos tipo *coarse-oven*. En

cambio, funcionan peor los restos provenientes de madera maciza, compactos, con formas angulosas y sin restos orgánicos del suelo.



Figura 2.26. Virutas de maderas o *woodchips* de distintos tamaños usadas en la restauración de taludes por Caltrans en carreteras de los alrededores de San Francisco, California. Se puede observar que no sólo varía el tamaño de las virutas, sino también su morfología. Fotografía tomada en Diciembre de 2010 en la oficina de Caltrans de Oakland, California, por F. Barbero.

En condiciones climáticas mediterráneas semiáridas, la aplicación de algún tipo del *mulch* puede llegar a ser determinante en el éxito de la restauración. Así, Bautista *et al.* (1999), en un estudio realizado en taludes con clima Mediterráneo semiárido, encontró un aumento del recubrimiento vegetal en parcelas con *mulch* frente a las parcelas sin tratamiento. El aumento de la cobertura vegetal en las parcelas con *mulch* se relacionó con un mayor contenido en humedad del suelo de estas parcelas. Por el contrario, Kruse *et al.* (2004), en un estudio sobre la restauración de bosques quemados del norte de California en el *Six Rivers National Forest*, los valores de recubrimiento vegetal fueron mayores en las zonas de control que en aquellas con aplicación de *mulch* de paja. Para esta zona y con el *mulch* utilizado, se sugirió que la cubierta de *mulch* tuvo un efecto negativo sobre la germinación de las semillas, al limitar la cantidad de luz y constituir una barrera para la emergencia y el contacto de nuevas semillas con el suelo.

Por tanto, el uso de *mulch* para la restauración de taludes de infraestructuras lineales, generalmente reduce los procesos erosivos, aumenta la infiltración y puede aportar nutrientes al suelo, aunque también puede tener efectos negativos en el establecimiento de la vegetación. Así pues, su aplicación dependerá de las necesidades específicas de cada talud.

2.3.5.8. COMBINACIÓN DE TRATAMIENTOS EN LA RESTAURACIÓN DE TALUDES

Según Caltrans (2010), se recomienda la combinación de diferentes tratamientos para obtener una restauración eficaz de los taludes y asegurar el control de la erosión. Así pues, en la restauración de taludes, se debería combinar una construcción de taludes con técnicas tipo *contour grading* con otros que mejoren la salud del suelo y promuevan el establecimiento de la vegetación, como la tierra vegetal, el *compost*, y la aplicación de tratamientos superficiales mediante operaciones mecánicas.

Diferentes investigaciones sostienen esta recomendación hecha por Caltrans. Por ejemplo, como ya se explicó en los apartados 2.3.5.5 y 2.3.5.6, la combinación de tierra vegetal o *compost* con algún acabado superficial, mejora los beneficios que aportan estos tratamientos por separado. Además de esta combinación de tratamientos, se han encontrado en la bibliografía otros casos en la que la combinación de tratamientos resultaba beneficiosa para la restauración. Así pues, según Calvo *et al.* (1992) y Gyssels *et al.* (2005), comparando taludes tratados con tierra vegetal y otros con tierra vegetal más hidrosiembra, los taludes con tierra vegetal no alcanzaron al 50% de cobertura, mientras que los que se les aplicó hidrosiembra después de la tierra vegetal superaron el 50% de cubierta vegetal. Otro ejemplo lo podemos encontrar en Montoro *et al.* (2000), en el control de la erosión de suelos antrópicos con pendientes de en torno a 22°. En este estudio, se compara la restauración realizada con *mulch* vegetal, con hidrosiembra, con ácidos húmicos, e hidrosiembra combinada con ambos. La escorrentía y la erosión después de varios eventos de lluvia se redujeron en todos los tratamientos, debido a la protección ante los impactos de lluvia y la mejora general de la estructura del suelo, pero el tratamiento que combinaba hidrosiembra más *mulch* y ácidos húmicos fue el más efectivo.

A continuación, se describen dos proyectos “reales” de restauración de taludes de carreteras en el entorno de Sacramento y San Francisco (EE.UU.), y varios proyectos de investigación realizados en el entorno del lago Tahoe (también en EE.UU.). En todos ellos se combinan diferentes tratamientos de restauración.

1. Restauración de un desmonte de la autovía A-80, entre Sacramento y San Francisco (modificado de Hanson, 2010)

El área a restaurar es un terraplén extremadamente perturbado y compactado por la maquinaria que construyó un puente que cruza la autovía A-80 en la bahía de San Francisco. Estudios previos a la restauración, demostraron que el suelo del talud no presentaba agregados, estaba muy compactado y apenas tenía presencia de materia orgánica. Previa decisión de las medidas para restaurar el talud, se localizó una comunidad

suelo-vegetación que sirviera como referencia para esta restauración. Comparando las propiedades de suelos nativos con las mismas características topográficas del talud a restaurar, indicaron que los suelos a restaurar necesitaban reducir la compactación, incrementar el espacio de los poros y añadir materia orgánica para favorecer la infiltración y la penetración de las raíces.

Las medidas para su restauración fueron las siguientes:

- a) Ripado de los 5 m más superficiales (figura 2.27). Es destacable, que este ripado fue llevado a cabo por la misma empresa que había construido el puente, que era la responsable de la perturbación de esta superficie.



Figura 2.27. Ripado de la superficie del talud después de su construcción. En Hanson (2010).

- b) Introducción de *compost* y restos vegetales con espesores de 3-4 cm (figura 2.28).
- c) Labrado de la superficie, con incorporación del *compost* a profundidades de hasta 10-15 cm (figura 2.28).



Figura 2.28. A la izquierda, *compost* y restos vegetales usados en la restauración de este talud. A la derecha, fotografía en la que se puede observar una parte de la superficie del talud cubierta por el *compost*, y el resto, con el *compost* incorporado al suelo posteriormente al labrado de la superficie. En Hanson (2010).

Los resultados de este tratamiento resultaron satisfactorios al menos en los primeros eventos de precipitación importantes que ocurrieron. El primer evento de precipitación fue

un evento de alta intensidad, con 127 mm de lluvia en ocho horas y un periodo de retorno de 45 años, ocurrido el 13 de octubre de 2009. El segundo fueron unas precipitaciones de baja-mediana intensidad, que cayeron durante cuatro días seguidos, en junio de 2010. La resistencia a ambos eventos de precipitación del talud fue satisfactoria, ya que no aparecieron regueros ni cárcavas, y se redujo la producción de sedimentos y la escorrentía (figura 2.29).



Figura 2.29. Efectos de las lluvias de junio de 2010 en el talud de la autovía A-80 entre Sacramento y San Francisco. Como se puede observar, apenas hay producción de sedimentos fuera de la infraestructura, además, parte del talud se encuentra encharcado. En Hanson (2010).

Posteriormente a estas lluvias, se decidió realizar unas medidas de control de la erosión complementarias, que consistieron en la cubierta de la superficie con un *mulch* de astillas de madera, y la colocación de barreras de paja paralelamente a las curvas de nivel, a diferentes alturas del talud, para disminuir la velocidad de la escorrentía. El resultado final se puede observar en la figura 2.30.

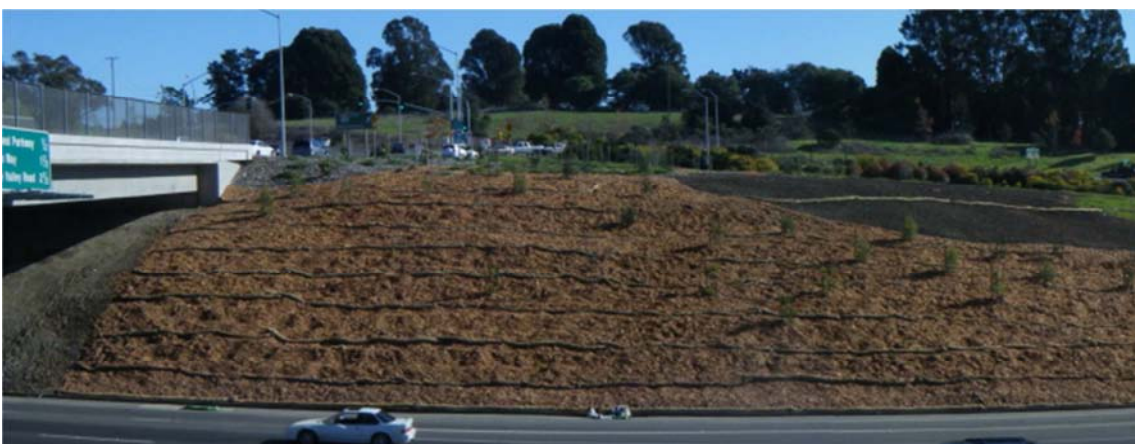


Figura 2.30. Resultado final de los procesos de restauración llevados a cabo en el talud de la A-80, entre Sacramento y San Francisco. Fotografía tomada por F. Barbero en diciembre de 2010.

A pesar de que todas las medidas tomadas reducen la escorrentía y los procesos erosivos, no queda claro si todas eran necesarias. Es decir, si antes de la aplicación de las astillas de

madera ya se tenía una superficie que no producía sedimentos, ¿por qué introducir más tratamientos para controlar la erosión? A pesar de que se ha obtenido un excelente control de la erosión en estas superficies, para garantizar una restauración duradera, es imprescindible buscar un buen desarrollo de la vegetación que promueva un sistema de equilibrio entre la vegetación y el suelo, sin necesidad de que se sigan aplicando tratamientos. En cambio, en este proyecto de restauración no se ha conseguido promover el desarrollo de vegetación estable y en equilibrio con el suelo. Por tanto, aunque las medidas de control empleadas son efectivas, y la restauración de este talud usa conceptos avanzados, poco comunes en nuestro país, se echa en falta un estudio más detallado de las necesidades específicas de este talud para lograr una restauración ecológica, eficaz y con el menor coste económico posible.

2. Restauración de los terraplenes de un dique de contención del río Sacramento reconstruido en 2010

Las previsiones de crecidas para los próximos cien años del río Sacramento superaban la altura del dique ya construido. Si esta crecida del río se produjera, se verían seriamente afectados al aeropuerto de Sacramento y algunas urbanizaciones de los alrededores. Para evitar estas crecidas, se incrementó la altura del dique de contención, creándose terraplenes a ambos lados de la estructura (figura 2.31). Una vez construido el dique, se estimó que la restauración de estas superficies era fundamental para garantizar la estabilidad de la estructura.



Figura 2.31. Dique de contención del río Sacramento. Fotografía tomada por F. Barbero en octubre de 2010.

Para lograr una restauración eficaz ante los procesos erosivos, primero se aplicó una combinación de tratamientos superficiales más tierra vegetal de terrenos adyacentes. A pesar de que no se obtuvieron malos resultados en cuanto a cubierta vegetal, el tipo de

vegetación autóctona se caracterizaba por tener raíces muy poco profundas, por lo que no garantizaba la estabilidad superficial (figura 2.32).



Figura 2.32. Fotografías de la vegetación autóctona promovida por la incorporación de tierra vegetal del dique de contención del río Sacramento. En la fotografía de la derecha se puede observar que la profundidad de las raíces es menor de 5 cm. Fotografías tomadas por F. Barbero en octubre de 2010.

Para obtener una cubierta vegetal estable, con raíces suficientemente profundas que garanticen la estabilidad superficial del talud, se realizó otro plan de restauración, que consistió en:

- a) Ripado profundo de la superficie del talud. Este manejo dejó el talud con terrones muy compactos de hasta 0.5 metros que dificultaban el paso de maquinaria.
- b) Labrado superficial. Con estas labores se obtuvo una superficie por la que podía pasar el resto de maquinaria.
- c) Incorporación de fertilizantes y semillas seleccionadas específicamente para la restauración de este talud. Las especies seleccionadas se eligieron para obtener una cubierta vegetal que necesitara la menor incorporación posible de más aditivos desde su aplicación. La mayor profundidad de las raíces de estas especies respecto a las obtenidas con la tierra vegetal es necesaria para conseguir una mayor estabilidad superficial de los taludes. La incorporación de las semillas y fertilizantes se realizó con maquinaria diseñada específicamente para este proyecto. Se trata de una sembradora que incorpora simultáneamente fertilizantes y semillas en surcos que abre previamente (figura 2.33). Aunque este tipo de máquina es muy parecida a algunas sembradoras utilizadas en agricultura, el uso de esta tecnología en la restauración de taludes es totalmente novedoso.



Figura 2.33. Fotografías de la maquinaria utilizada en la restauración de los taludes del dique de contención del río Sacramento, tomada por F. Barbero en octubre de 2010.

Contrariamente al talud restaurado en la autovía A-80, en este proyecto participaron especialistas en sucesión vegetal, control de la erosión y de restauración de ecosistemas perturbados. Estos especialistas diseñaron un proyecto con el fin de obtener una cubierta vegetal estable y en equilibrio con el suelo, que garantizara la estabilidad superficial del talud a largo plazo.

3. Investigaciones relacionadas con la combinación de tratamientos en la restauración de taludes de la cuenca del Lago Tahoe (California)

Un ejemplo del fracaso de los métodos de restauración convencionales lo encontramos en el Lago Tahoe, California. El desarrollo de los últimos 50 años en esta cuenca ha incrementado el flujo de sedimentos y nutrientes al lago, contribuyendo a la pérdida de claridad en un 25%, pasando de profundidades de 30 a 21 m. Durante las pasadas décadas se han desarrollado numerosos tratamientos de remediación y medidas de control de la erosión en taludes de su cuenca hidrográfica, las cuales fueron mal aplicadas, o simplemente fracasaron después de unos años, con el consiguiente deterioro de la claridad en el lago. En las últimas décadas, en esta cuenca se han realizado numerosos experimentos que estudian las razones por las que los planes de restauración han fallado, y también, han estimado la eficacia de diferentes tratamientos combinados. Estos estudios han permitido

comparar los resultados en cuanto a producción de sedimentos, crecimiento y establecimiento de la vegetación de tratamientos estándar con otros más novedosos.

Claassen & Hogan (2002), Hogan (2003), y Grismer & Hogan (2004), en taludes con suelos formados en material volcánico de la cuenca del lago Tahoe, con pendientes medias de 19°, a alturas medias de 2100 m, estimaron la eficacia de tratamientos que mejoran la salud del suelo, reducen la erosión y promueven la regeneración de la vegetación. A partir de estos estudios, y de la disponibilidad local de productos para la revegetación de esa zona, se obtuvieron las siguientes recomendaciones para obtener una restauración satisfactoria de estos taludes:

- a) Ripar los suelos hasta una profundidad de 30 cm.
- b) Cubrir el suelo con espesores de unos 13 cm con una combinación de 50% de *compost* y 50% de virutas de madera.
- c) Aporte de 1784 kg. ha⁻¹ de lodos biosólidos.
- d) Aporte de 112 kg. ha⁻¹ de semillas que se adapten a las condiciones climáticas de la zona y que favorezcan una sucesión de especies vegetales.
- e) Aporte de 5 cm de *mulch* provenientes de restos de pinos.

En otro estudio sobre taludes de esta cuenca, realizado por Grismer *et al.* (2009), se comparó la respuesta de taludes sin tratamientos, con algún tipo de acabado superficial, con tratamientos orgánicos y combinaciones de acabado superficial con tratamientos orgánicos (figura 2.34).



Figura 2.34. Parcelas ubicadas en taludes de la cuenca del lago Tahoe utilizadas en las investigaciones de Grismer *et al.*, 2009. A la izquierda, parcela con incorporación de *compost*. A la derecha, parcela con la incorporación de virutas de madera. De la estimación visual, se puede observar que la cobertura vegetal es cercana al 100% en la parcela con *compost*, y menor del 10% en la parcela con astillas de madera. Fotografías tomadas por F. Barbero en octubre de 2010.

En este estudio de Grismer *et al.* (2009), Las parcelas tratadas sólo con laboreo, sin incorporación de tratamientos orgánicos, produjeron sedimentos después de 3 años de su aplicación. Además, estas parcelas tuvieron bajos porcentajes de plantas perennes, en torno al 30% en sus primeros años, mientras que en parcelas tratadas con labores más tratamientos orgánicos eran de entre el 35% y el 50%, sugiriendo que la combinación de las labores más otro tratamiento orgánico ofrece mejores resultados que cualquiera de los dos tratamientos por separado. Las parcelas removidas a una profundidad de 0.3 m más la incorporación de algún tratamiento orgánico que mejorara las propiedades del suelo (*compost* convencional, *coarse-overs*, o astillas de madera) con tasas de 4000 kg·ha⁻¹, obtuvieron los mejores resultados en cuanto a aumento de la infiltración y reducción de los procesos erosivos. También se obtuvieron diferentes resultados en el control de la erosión dependiendo del tipo de tratamiento orgánico que se usó combinado con las labores. Los suelos removidos con la incorporación de materiales orgánicos de fibras largas (astillas de madera, virutas de madera abonadas o *coarse-ovens*), aumentaron la infiltración y redujeron la producción de sedimentos respecto a otros materiales orgánicos de menor tamaño. Después de 3 años desde la aplicación de los tratamientos de remediación, los mayores porcentajes de cubierta vegetal fueron para las parcelas tratadas con suelos removidos con incorporación de semillas de plantas nativas más *compost*. Además, este último tratamiento fue el que obtuvo el tipo de cobertura vegetal más deseada, debido a que atesoraba la mayor proporción de especies perennes.

En otro estudio sobre taludes de esta cuenca, realizado por Fristenski & Grismer (2009), empleando medidas de estabilidad de agregados ultrasónicas, se comprobó que los tratamientos orgánicos de virutas de madera y *compost* incorporados con tasas de entre 2000 y 6000 kg· ha⁻¹, mejoraron la cantidad y la estabilidad de los agregados del suelo, respecto a una parcela con medidas más estándar, que consistió en el tratamiento de apero más restos vegetales de pinos.

2.4. LA EROSIÓN EN TALUDES DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES

Las tasas de erosión que se producen en el entorno de las infraestructuras lineales son superiores o al menos similares a las tasas de erosión estimadas para campos agrícolas y forestales (Diseker & Richardson, 1962; Meyer *et al.*, 1971; Megahan, 1975; Hudson, 1982; Toy & Osterkamp, 1995; Laflen *et al.*, 1997; Ziegler & Giambelluca, 1997; Benik *et al.*, 2000). Benik *et al.* (2000), estimaron que la tasa de erosión de las actividades constructivas puede oscilar entre $125 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ y $600 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$; en los terrenos agrícolas es frecuente encontrarse tasas en torno a $0.5\text{--}3.5 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, y de entre $0.1\text{--}0.3 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ en praderas y bosques (Benik *et al.*, 2000). En un trabajo del *U.S. Geological Survey* en *Scott Run* (EE.UU.), se estimó la producción de sedimentos en autopistas respecto a la producción de sedimentos del resto de áreas de su entorno. Según este estudio, los sedimentos procedentes del entorno de las autopistas eran responsables del 85% de los sedimentos generados en la zona. Estas tasas de erosión eran un orden de magnitud superior que en los terrenos de cultivo, dos órdenes de magnitud superiores que en los pastos y tres órdenes de magnitud superiores que en los bosques (Troeh, 1999). A pesar de estos datos, en muchos países se están emprendiendo grandes esfuerzos por paliar los problemas erosivos que conlleva la agricultura y el abandono de sus campos, sin embargo, apenas se tiene en consideración este problema en las infraestructuras lineales (Meyer, *et al.*, 1971; Farmer & Fletcher, 1977; Israelsen *et al.*, 1980).

Como ya se ha puesto de manifiesto en el desarrollo del punto 2.3., el control de los procesos erosivos debería ser fundamental en el planeamiento y ejecución de planes de restauración de infraestructuras lineales. Todo ello para garantizar la estabilidad de las laderas y del suelo. Sin embargo, la gran variabilidad e intensidad de los procesos erosivos que se desarrollan en estas superficies y la interacción entre el sistema erosión-suelo-vegetación, hace que esta tarea sea muy compleja.

2.4.1. IMPORTANCIA Y PROBLEMÁTICA DE LA EROSIÓN HÍDRICA EN LA DEGRADACIÓN DEL SUELO EN AMBIENTES MEDITERRÁNEOS

Cerca de un tercio de los suelos agrícolas de la Tierra han dejado de ser productivos debido a la intensificación de los procesos erosivos, la presión demográfica, los métodos destructivos de labranza, las prácticas defectuosas en riegos y el sobrepastoreo (García, 1999), la construcción de embalses, la rectificación de cauces, la ampliación, mejora y creación de vías de comunicación y la minería. Los procesos asociados a la erosión hídrica son los principales procesos influidos por la actividad humana que degradan las tierras en zonas áridas, llegando a ser parcialmente responsables del 48% de las zonas que sufren desertificación a escala planetaria (Atlas del mundo de desertificación, 1992). Tal es la importancia de los procesos de erosión, que según algunos autores, el mayor contaminante de aguas en EE.UU. son los sedimentos producidos por la erosión hídrica (Gray & Sotir, 1996).

El principal problema que ocasiona la erosión es la degradación del suelo, hecho que repercute en la fertilidad y en la productividad edáfica, y en la inducción hacia la desertización en las zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas (FAO, 1970; CNUCLD, 1998).

Entre los antecedentes de estudios de erosión en España se puede tomar como referencia los Mapas de Estados Erosivos realizados por el ICONA (MOPT, 1992), en los que se estimaron las tasas de pérdida de suelo mediante la aplicación de la USLE (*Universal Soil Loss Equation*; Wischmeier & Smith, 1978). El estudio abarcó toda la superficie nacional a una escala 1:400.000. En dicho estudio se concluyó que la tasa de erosión anual media para el conjunto del territorio asciende a $23.37 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, es decir, más del doble del valor considerado como pérdida de suelo máxima tolerable según la USDA (*United States Department of Agriculture*), de $11.2 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (SCS, 1973; en McCormack *et al.*, 1982).

No obstante, en diversos estudios realizados en España que cuantifican las tasas de erosión en terrenos agrícolas de clima mediterráneo, los resultados en muchas ocasiones superan las tasas de erosión estimadas con la USLE. En campos de barbecho de Toledo se han estimado tasas de erosión medias de $43.6 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ y de $755 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ sólo para un evento tormentoso (De Alba *et al.*, 2003). En viñedos del Penedés, Barcelona, para un evento tormentoso que duró dos horas y quince minutos, se estimó una tasa de erosión de $207 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Martínez-Casasnovas *et al.*, 2006). En olivares se han medido tasas de erosión medias que oscilan entre 60 y $105 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ (Laguna, 1989). Esta elevada erosión está relacionada con diversos factores como la agresividad climática mediterránea, suelos con fuertes pendientes, texturas arcillosas, débiles o nulas coberturas vegetales, escasa resistencia de los materiales y el laboreo de los campos (Pastor *et al.*, 1998). Estas tasas de

erosión resultan incompatibles con la conservación de un suelo, y mucho menos para la regeneración de un suelo ya deteriorado.

La reducción de la productividad del suelo debido a la erosión ha sido tema de muchos trabajos en mediciones directas de campo en áreas con diferentes grados de erosión (Shertz *et al.*, 1985), en ensayos con simulación de la erosión en campo (Muy & Souza, 1990; Sparovek *et al.*, 1990) y con modelos empíricos basados en atributos del suelo (Gantzer & McCarty, 1984). En todos ellos se obtuvo una relación directa entre el aumento de la erosión y la disminución de la productividad.

2.4.1.1. EVENTOS EXTREMOS DE PRECIPITACIÓN. INFLUENCIA DEL CAMBIO CLIMÁTICO

Diversos grupos de investigación internacionales y nacionales han puesto de manifiesto el papel geomorfológico predominante que juegan los episodios extremos de precipitación en regiones de clima Mediterráneo. Trabajos realizados en Europa y EE.UU. indicaron que más del 50% de las pérdidas totales de suelo por erosión hídrica correspondieron a la formación de cárcavas efímeras en episodios extremos (Bradford & Piess, 1980; Grissinger & Murphey, 1989). El porcentaje en las tasas anuales de erosión causado por los eventos extremos de precipitación fueron aún mayores en otros estudios: del 78% en Bélgica (Govers & Poesen, 1988) y por encima del 80% en Arizona (Osborn & Simanton, 1983, 1986). Estudios realizados en España, en Almería (Poesen *et al.*, 1996) y en Toledo (De Alba *et al.*, 1998, 2003), demostraron que las pérdidas de suelo producidas por erosión en cárcavas efímeras ocurridas durante episodios extremos de lluvia también suponen más del 80% de las tasas de erosión medias anuales. Bautista *et al.* (1999), en parcelas de erosión instaladas sobre un pinar quemado en Alicante, encontró que un sólo evento extraordinario de lluvia acontecido 5 años después del incendio produjo más del doble de sedimentos que el total de sedimentos recogidos desde que se produjo el incendio.

A una escala espacial mayor, otros estudios han revelado también como la coincidencia de periodos torrenciales de lluvia y de deforestación puede explicar la evolución de la forma de las laderas y la distribución de los depósitos de sedimentos en las cuencas (Calvo & La Roca, 1988; Wainwright, 1994).

Según el informe final del IPCC (2010), dentro de los posibles impactos del cambio climático por efecto de la alteración de los fenómenos atmosféricos y climáticos extremos, basados en proyecciones hasta mediados o finales del siglo XXI, existe una probabilidad muy alta de que se produzca un aumento en la frecuencia e intensidad de los episodios extremos de precipitación.

Estos datos muestran que, al menos en zonas de clima Mediterráneo, la influencia de los eventos de precipitación extrema sobre las tasas de erosión hídrica anuales es extremadamente alta, y que, debido a la influencia del cambio climático, lo más probable es que cada vez tengan más peso en las tasas de erosión anuales durante el transcurso del próximo siglo.

2.4.1.2. TIPOS DE EROSIÓN QUE SE DESARROLLAN EN LA SUPERFICIE DE LOS TALUDES

Los movimientos de tierras necesarios para la formación de taludes, suelen ir asociados a la retirada del suelo fértil y a la rotura del equilibrio de la geomorfología del entorno, creándose superficies muy vulnerables a los procesos erosivos. Si no se realiza un manejo adecuado de las superficies recién creadas mediante prácticas preventivas de conservación, los procesos erosivos dominarán el equilibrio entre ellos mismos, el suelo y la vegetación, impidiendo llevar a cabo la restauración del sistema.

Según Caltrans (2010), en la superficie de los taludes se pueden desarrollar los siguientes procesos de erosión:

- Erosión por salpicadura o *splash erosion* (figura 2.35): este tipo de erosión se produce por el impacto directo de las gotas de la lluvia sobre el suelo desnudo. Los sedimentos resultantes pueden ser transportados posteriormente por la acción del agua o del viento. Este tipo de erosión se produce cuando el suelo se encuentra desnudo, por lo que para evitarla se necesita el establecimiento de una cubierta vegetal que lo proteja.



Figura 2.35. Fotografía de detalle de un talud con erosión por salpicadura, tomada en noviembre de 2010 en un talud de serpentinas de Colusa County, California, EE.UU. Fotografía tomada por F. Barbero

- Erosión laminar o *sheet erosion* (figura 2.36): consiste en el arranque y transporte de partículas del suelo por una fina capa de agua sobre superficies lisas y uniformes. Se

produce cuando el suelo no es capaz de infiltrar el agua procedente de la lluvia en la superficie del suelo, y ésta fluye de forma uniforme hacia las cotas más bajas.



Figura 2.36. Fotografía de una superficie con erosión laminar tras la caída de precipitaciones. Obtenida de Caltrans (2010).

- Erosión por regueros o *rill erosion* (figura 2.37): este tipo de erosión se produce por la concentración de flujos de agua superficiales laminares. La erosión laminar tiende a concentrarse, bien en las cotas más bajas de una superficie bien debido a las irregularidades del terreno, formando surcos a favor de la máxima pendiente. La presencia de regueros en un terreno suele estar relacionada con un grado avanzado de degradación del suelo, ya que los regueros suelen ser indicativos de altas tasas de erosión, no compatibles con un equilibrio entre el suelo y la vegetación.



Figura 2.37. Fotografía de un talud con regueros desarrollados a favor de la máxima pendiente, obtenida en Junio de 2009 en la autovía A-40, km 123, Toledo. Fotografía tomada por F. Barbero.

- Erosión en cárcavas o *gully erosion* (figura 2.38): son hendiduras del terreno, más o menos profundas, originadas por socavamientos repetidos sobre el terreno, debido al flujo concentrado de la escorrentía ladera abajo. La presencia de cárcavas en un terreno se relaciona con un grado muy avanzado de la degradación del suelo, ya que son indicativas de muy altas tasas de erosión. Las tasas de erosión de las cárcavas pueden llegar a ser hasta 100 veces mayores que las de los regueros. En taludes de infraestructuras lineales se suelen formar por la inadecuada conducción de aguas de

escorrentía y por descargas de caudales aguas arriba sobre taludes inferiores, sin disipación de su energía cinética (ver apartado 2.2.1.2). Por tanto, la formación de cárcavas es totalmente incompatible con un equilibrio entre el suelo y la vegetación.



Figura 2.38. Fotografía de una cárcava formada en un campo previamente vallado, obtenida de Caltrans (2010).

- Movimientos en masa o *mass movements* (figura 2.39): este tipo de movimientos son prevenidos con estudios geotécnicos, que están fuera del marco de este estudio. A pesar de ello, frecuentemente se desencadenan movimientos en masa por la rotura de la estabilidad hidrológica previa a la construcción, y por la retirada del suelo edáfico estructurado que retenía, y en parte infiltraba, la humedad en los distintos horizontes del suelo. Aunque este tipo de movimientos son más frecuentes en zonas con climas húmedos (más propensos a presentar suelos saturados en agua), también son comunes en áreas con climas áridos o semiáridos.



Figura 2.39. Movimientos en masa formados en un talud de autovía A-1, a la altura de El Molar (Madrid). Fotografía tomada por F. Barbero.

2.4.2. TASA DE EROSIÓN MÁXIMA ADMISIBLE PARA TALUDES

La erosión natural es la responsable de gran parte de las morfologías paisajísticas de la Tierra. Las tasas de erosión natural varían en función de la zona climática, de la estabilidad temporal del sistema y de la escala del terreno observado. A continuación se sintetizan los resultados de una selección de estudios que estimaron las tasas de erosión naturales. Strahler (1992), evaluó el rebajamiento del terreno en zonas de laderas empinadas y en zonas más tendidas, obteniendo tasas que oscilaban entre 1 y 0.02 mm·año⁻¹ respectivamente. Young (1969) describe rebajamientos que oscilan entre 0.0045 Mg·ha⁻¹·año⁻¹ en áreas de relieve moderado y 0.45 Mg·ha⁻¹·año⁻¹ en relieves escarpados (Morgan, 1995). Bennet (1939), y Roose (1988), tasaron la erosión en bosques sin alterar entre 0.004 y 0.05 Mg·ha⁻¹·año⁻¹. En cambio, Kirby (1984), en zonas semiáridas sin perturbar da rebajamientos de 1 mm (suponiendo una densidad aparente media de 1.35 Mg·m⁻³ para todo el perfil, se obtiene un rebajamiento de 13.5 Mg·ha⁻¹·año⁻¹). De estos datos, se deduce que la tasa de erosión natural a nivel de ladera es variable.

La tasa de erosión máxima admisible también es muy variable, y depende de la calidad del agua (Wischmeier & Smith, 1978), de criterios de diseño de estructuras hidráulicas para conservarlas adecuadamente durante su vida útil (Meyer *et al.* 1975; Morgan, 1984; Martínez-Casasnovas & Poch, 1998); pero también de la planificación económica y de otras consideraciones políticas (Renard & Freimund, 1997).

Según Wischmeier & Smith (1978), se entiende por pérdida de suelo admisible la tasa de erosión máxima del suelo que permitiría un nivel de productividad agrícola capaz de ser mantenido económica e indefinidamente. En su manual de agricultura, estos autores establecen un rango entre 4.5 y 11.2 Mg·ha⁻¹·año⁻¹ como tasas máximas de erosión admisibles. La USDA, también considera la tasa de 11.2 Mg·ha⁻¹·año⁻¹ como la pérdida de suelo máxima tolerable. Los factores que varían estos límites dependen de la velocidad de formación de los horizontes superficiales, los cuales dependen principalmente de: la profundidad y las propiedades físicas del suelo, la topografía circundante, el desarrollo de las raíces, las tasas de sedimentación locales, la pérdida de semillas, el contenido en materia orgánica y de nutrientes, y las condiciones climáticas. Por tanto, la tasa de erosión máxima admisible es función de la velocidad de formación de los horizontes superficiales, la cual depende del clima y de las características particulares de cada terreno (Navarro, 2002).

La velocidad de formación de los horizontes superficiales orgánicos (A1) en suelos de ciclo corto de clima templado es muy superior a la de los horizontes subsuperficiales (B) y puede cifrarse entre 600 y 1.500 años (Duchaufour, 1984). Buol *et al.* (1991), data la creación de un horizonte A1 sobre un suelo joven en unos 50 años. En cambio, los horizontes B requieren para su total desarrollo entre 3.000 y 5.000 años. Según Duchaufour (1984), todos los

horizontes de los perfiles que caracterizan los ciclos cortos se formaron durante el periodo postglaciar, habiéndose alcanzado el estado de equilibrio bajo una vegetación tipo bosque en menos de 10.000 años. Para un suelo maduro de ciclo corto, la tasa de producción de suelo viene a ser algo mayor de $0.1 \text{ mm} \cdot \text{año}^{-1}$ por metro de profundidad (algo más de $1.35 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ por metro suponiendo una densidad aparente media de $1.35 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$ para todo el perfil). Admitiendo una profundidad edáfica máxima de 2 o 3 m (Yassoglou, 2000), se tendría un límite máximo para suelos de gran espesor de $0.2\text{--}0.3 \text{ mm} \cdot \text{año}^{-1}$ (que para la densidad aparente propuesta de $1.35 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, ofrece un rango máximo de entre 2.7 y $4.1 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$). Hace falta destacar que estos datos de formación edáfica se refieren a todo el perfil, y a suelos con periodos de formación de ciclo corto (5.000-10.000 años). En una revisión más completa sobre tasas admisibles a nivel mundial, Pimentel *et al.* (1995), estima la formación de suelos en terrenos cultivados en torno a $0.025\text{--}0.125 \text{ mm} \cdot \text{año}^{-1}$, con tasas medias de formación edáfica en torno a $1 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$.

En los taludes de infraestructuras lineales, debido a la inexistencia de horizontes edáficos, cualquier tasa de erosión, por reducida que sea, puede ser considerada intolerable e incompatible con la formación del suelo.

Desde otro punto de vista, algunos científicos señalaban un concepto de pérdida admisible de suelo diferente, basado en la estimación de los daños externos que causa la erosión. Los límites de diseño pueden estar basados precisamente en la máxima cantidad de suelo que puede ser erosionada en la región estudiada o en la cantidad de partículas en suspensión que pueden admitir las corrientes de agua y los lagos aguas abajo de las fuentes de sedimentos, o incluso en función de las características físicas y químicas de dichos sedimentos, o en una combinación de estos criterios (Wischmeier, 1977; Navarro, 2002).

Sin embargo, todavía no está definido claramente el límite de pérdida de suelo admisible, ya que existen diversos umbrales asociados a las necesidades socioeconómicas y ambientales del momento. De acuerdo con Crosson (1985), teniendo en cuenta los daños externos que produce la erosión de los campos agrícolas en el manejo y calidad de las aguas, o en otros aspectos como la vida útil de los embalses o el mantenimiento de las infraestructuras lineales, la cuestión es determinar si los costes de reducción de los niveles de erosión exceden el coste de los daños producidos por ella. En este sentido, la *International Erosion Control Association* (IECA) constituyó en 1998 su *Economic Research Committee* con el objetivo de establecer los impactos económicos de la erosión agrícola y no agrícola, así como los beneficios alcanzados mediante su control (Kaspersen, 2000).

Tradicionalmente, las tasas de erosión que van asociadas a altos niveles de sostenibilidad del suelo se consideran razonables (Storie, 1970; Arnoldus, 1977). El porcentaje de suelo exportado, y la presencia o ausencia de cárcavas se usan como indicadores, y los niveles de

pérdidas tolerables se establecieron a partir de la relación entre la pérdida y la formación de suelo. Para otros autores (Rice & Lewis, 1991), los límites críticos deben ser definidos por comparación entre la tasa de erosión medida en parcelas y la tasa de erosión media de la región. Desde este punto de vista, tasas de erosión locales menores que la media regional son aceptadas como sostenibles.

Sin embargo, en taludes donde el volumen de extensión de suelo sobre materiales estériles es moderado, se necesita una clasificación específica que se adapte a esta situación particular. Dentro del estudio de la erosión en taludes, Debelle (1971) también ignora la cuantificación de la erosión como indicador, y considera que la abundancia y la profundidad de los regueros y cárcavas de los taludes son indicadores de procesos erosivos no sostenibles con el correcto desarrollo del suelo. En la tabla 2.1 se muestran las tasas de erosión en taludes del Maresma (clima Mediterráneo), con las clasificaciones de Storie, Debelle y Arnoldus, en un estudio de Andrés & Jorba (2000).

De acuerdo con Debelle (1971), y Arnoldus (1977), la tasa de erosión medida en los taludes del sector 1 fue intolerable, mientras que la tasa de erosión del sector 2 fue tolerable. Si comparamos estos resultados con las mediciones realizadas por Andrés & Jorba (2000), las tasas de erosión tolerables son menores de $1 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, resultados que coinciden con la tasa de erosión máxima considerada en este apartado como admisible para el correcto desarrollo de un suelo en ambiente mediterráneo.

Tabla 2.1. Clasificación de la erosión en taludes de carretera del Maresme. Tabla modificada de Andrés & Jorba (2000).

	Medidas de erosión			Clasificación en función de la erosión		
	Erosión laminar ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$)	Suelo exportado (%)	Profundidad regueros (cm)	Storie (1970)	Debelle (1971)	Arnoldus (1977)
S.1 (SE)	23.1	1.03	25	leve	regueros	intolerable
S.1 (NW)	25.2	1.13	25	leve	regueros leve	intolerable
S.2 (SE)	0.1	0.01	10	inestimable	regueros leve	tolerable
S.2 (NW)	0.6	0.03	5	inestimable	laminar	tolerable

2.4.3. INTERACCIONES EROSIÓN-SUELO-VEGETACIÓN

La comprensión de los complejos mecanismos de retroalimentación que regulan la formación y erosión del suelo, así como el desarrollo de la vegetación, resulta fundamental para entender la estructuración y el funcionamiento de los ecosistemas que operan sobre la superficie de los taludes (Moreno-de las Heras *et al.*, 2011). A continuación se analizan los efectos y los mecanismos de retroalimentación que se producen entre la erosión y la vegetación.

2.4.3.1. EFECTOS DE LA EROSIÓN SOBRE LA VEGETACIÓN

La erosión hídrica es un factor determinante en los procesos ecológicos que conducen al establecimiento y desarrollo de la vegetación, así como a la edafogénesis (Kapolka & Dollhopf, 2001), por lo que también es un factor decisivo en la composición, la estructura y el patrón espacial de la vegetación (Thornes, 1990; Guerrero-Campo & Montserrat-Martí, 2000; Bochet *et al.*, 2000; Puigdefrábregas, 2005; Boer, 2005; García-Fayos & Bochet, 2009; Nicolau *et al.*, 2011). La erosión del suelo afecta a todos los estados y fases durante la vida de la planta, ya sea directamente, mediante el arrastre por la escorrentía de las semillas o pequeñas plántulas (Cerdà & García-Fayos, 1997, 2002; Aerts, 2006), o indirectamente, modificando las propiedades del suelo que favorecen el crecimiento y establecimiento de la vegetación (Bochet, 1999). Además, las limitaciones que imponen los procesos erosivos al desarrollo de la vegetación dificultan la incorporación de materia orgánica en el suelo (Moreno-de las Heras, 2009), y el desarrollo de la estabilidad de los agregados, el tamaño y la actividad de las poblaciones microbianas, la mineralización de la materia orgánica y el reciclado de nutrientes del suelo (Nicolau *et al.*, 2011). En consecuencia, el aumento de las tasas de erosión reduce la cubierta vegetal y la diversidad (Guàrdia & Ninot, 1992; Guerrero & Montserrat, 2000; García-Fayos & Bochet, 2009).

1. Efectos de la erosión en la composición y diversidad de especies en taludes de infraestructuras lineales mediterráneas

La distribución de la vegetación en las laderas se ve influenciada por los procesos de erosión de la siguiente manera: la productividad de los pastizales aumenta desde la zona de exportación de sedimentos hasta la zona receptora (Casado, 1985, Puerto, 1990). Por otro lado, la relación entre los procesos erosivos y el desarrollo de los ecosistemas de ladera restaurados es fundamentalmente no lineal (Moreno-de las Heras *et al.*, 2011).

En áreas de clima Mediterráneo, según estudios de García-Fayos (1995, 2000), la colonización vegetal no está limitada principalmente por la pérdida de semillas o por la

mortalidad de plántulas debidas a la erosión. Está más limitada por la insuficiente disponibilidad hídrica para la germinación de las semillas, y por la posterior supervivencia de las plántulas (García-Fayos, 1995, 2000). De acuerdo con esto, el principal efecto restrictivo que tuvieron los procesos de erosión hídrica en el desarrollo de la vegetación en un estudio realizado en laderas artificiales por Moreno-de las Heras *et al.* (2011), fue la disminución del contenido de humedad del suelo producida por la evacuación de la escorrentía por los regueros. Según Bochet & García- Fayos (2004), la insuficiente disponibilidad hídrica para la vegetación tiene su origen en las desfavorables propiedades físicas y químicas del sustrato que aflora una vez que se han perturbado los horizontes superficiales, algo que ocurre en los movimientos de tierras para formar los taludes.

2. Efectos de la erosión en las características morfológicas y funcionales de las especies

Algunas características funcionales o morfológicas de las plantas podrían estar siendo seleccionadas por la erosión o bien podrían conferir una mayor resistencia frente a la erosión a las especies que las poseen. Las plantas que viven en ambientes con intensa erosión no sólo están sufriendo las consecuencias de la erosión, sino también tienen que hacer frente a los problemas derivados de la escasez de nutrientes y agua provocados por la propia erosión. Por ejemplo, en sustratos margosos con erosión intensa, la proporción de especies con capacidad de propagarse vegetativamente a partir de las raíces aumenta conforme lo hace la severidad de la erosión, aunque disminuyen las que producen estolones (tabla 2.2). Por la misma razón, la proporción de especies con capacidad de rebrotar desde los tallos aumenta en las zonas de sedimentación. Por otro lado, con la intensificación de la erosión disminuye la proporción de especies anuales y aumenta la proporción de las que tienen un sistema radicular de profundidad intermedia (tabla 2.2). A pesar de estos datos, no se conoce cómo de generalizables son estas relaciones, debido a las variaciones climáticas y del sustrato (Guerrero-Campo, 1998).

Tabla 2.2. Características vegetales y su relación con la erosión. + significa que el tipo de la característica aumenta con la severidad de la erosión. - significa que el tipo de la característica disminuye con la severidad de la erosión. 0 significa que el tipo de la característica no varía con la severidad de la erosión. Modificada de Valladares *et al.* (2004).

Característica	Tipo	Relación con la erosión
Hábito	perennes leñosas	0
	perennes herbáceas	0
	anuales	-
Reproducción vegetativa	estolones	-
	rizomas	+
	raíces	+
Sistema radicular	superficial (< 50 cm)	-
	intermedio (50-100 cm)	+
	profundo (>100 cm)	-

2.4.3.2. EFECTOS DE LA VEGETACIÓN SOBRE LA EROSIÓN

La vegetación influye sobre la erosión aumentando la estabilidad de los agregados y la propia coherencia del suelo, protegiéndolo del impacto de las gotas de agua, incrementando la capacidad de infiltración y frenando la escorrentía (Thornes, 1990; Morgan, 1995). La relación entre la cobertura vegetal y la tasa de erosión hídrica se ajusta a una curva exponencial negativa (Gyssels, 2005), que es función de la intensidad de la precipitación. Si la intensidad de la lluvia se modifica, la relación entre ambas variables también cambia, indicando que el papel de la vegetación en el control de la erosión es mayor a bajas intensidades de precipitación que a altas. Por otro lado, la distribución espacial de la vegetación en la superficie de los taludes también es un factor muy tener en cuenta para establecer los efectos que produce en la erosión (Nicolau *et al.*, 2011). No obstante, los dos efectos principales que tiene la vegetación sobre los procesos erosivos son los siguientes:

1. Interceptación y redistribución de las precipitaciones por la vegetación

La protección del suelo por la vegetación se ha hecho depender tradicionalmente de la cobertura vegetal, en lo que se denomina efecto "paraguas". Sin embargo, este fenómeno de interceptación es más complejo, ya que del total de la precipitación incidente, parte es interceptada por las hojas y ramas de las plantas, y otra parte se redistribuye a través de las estructuras de las plantas hasta llegar de nuevo al suelo. El agua interceptada por parte de la vegetación se redistribuye a través de dos mecanismos: trascolación y escurrimiento cortical.

La trascolación es el fenómeno de formación de nuevas gotas de agua que se originan por concentración del agua en las hojas y ramas de las plantas, que por efecto de la gravedad caen al suelo. El escurrimiento cortical es el fenómeno por el que el agua interceptada se redistribuye por las hojas y ramas pero acaba fluyendo al suelo a través del tronco. Estos compartimientos son función de la superficie que ocupa la planta, de su volumen y de su forma. Como un mismo individuo a lo largo de su vida va cambiando su tamaño y su configuración espacial, la eficacia en la interceptación de las precipitaciones por parte de un individuo vegetal varía en función del tiempo.

Las gotas de lluvia que no son interceptadas por la vegetación, y las gotas producidas por el mecanismo de translocación, destruyen parte de los agregados al alcanzar el suelo. En el caso de la trascolación, la energía cinética depende tanto del tamaño que alcancen las nuevas gotas como de la altura desde la que caigan, de manera que en ciertas ocasiones, las gotas formadas por trascolación pueden llegar a tener mayor poder destructivo por salpicadura que las propias gotas de lluvia (Rickson & Morgan, 1988).

2. Efectos de la vegetación en la infiltración y la escorrentía

Las relaciones entre escorrentía superficial y cobertura vegetal son negativas (figura 2.40). En parte, esta relación se explica por la capacidad de interceptar y almacenar agua que tiene la vegetación y por el aumento de la capacidad de infiltración del suelo que genera la vegetación (López-Bermúdez, 1984; Casermeiro, 2004). La estructura del suelo, la porosidad, el grado de compactación, el espesor, y otras propiedades, como la presencia de grietas en el sustrato, tienen gran importancia para determinar dónde, cuándo y en qué medida se infiltra el agua. Estas propiedades están influidas directamente por la vegetación, a través del aporte de materia orgánica, la dinámica radicular y la estimulación de la actividad biológica del suelo.

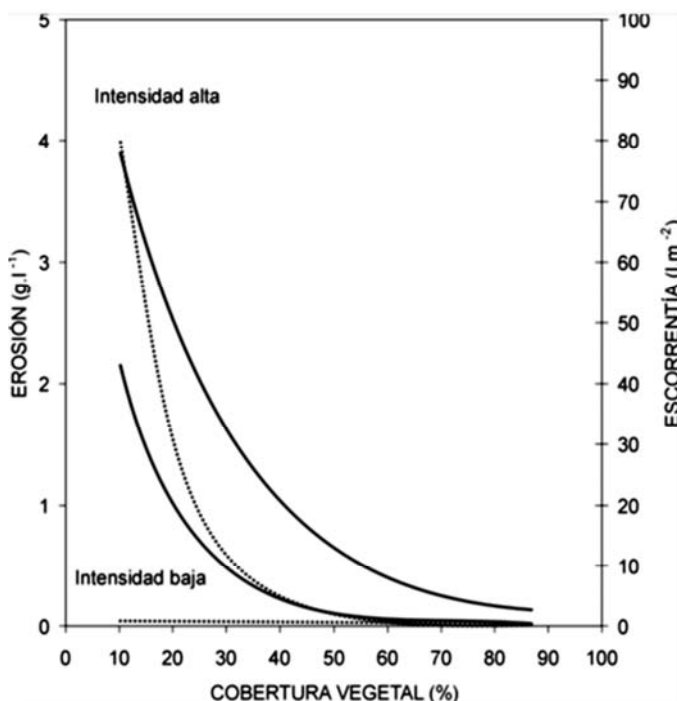


Figura 2.40. Relación entre la cobertura vegetal y la pérdida de suelo (línea continua) y con la escorrentía (línea discontinua). Los datos se obtuvieron en parcelas de erosión de 10 m² con matorral mediterráneo a partir de experimentos de simulación de lluvia con intensidad elevada (>100 mm.h⁻¹) y con intensidad baja (<25 mm.h⁻¹) (Francis & Thornes, 1990).

2.4.3.3. MECANISMOS DE RETROALIMENTACIÓN ENTRE LA EROSIÓN Y LA VEGETACIÓN

Las relaciones entre erosión y vegetación también deben tener en cuenta los mecanismos de retroalimentación que se puedan establecer. Un ejemplo de ello son algunas laderas de elevada pendiente de las áreas montañosas de la Península Ibérica con cultivos abandonados. Estas laderas presentan matorrales de escasa cobertura vegetal, y poseen suelos muy poco desarrollados y muy pobres en materia orgánica. En ellas, a pesar de que el agente causante de la degradación cese, e incluso con un balance hídrico adecuado, la vegetación y el suelo se mantienen durante muchos años sin cambios importantes (García-Ruiz *et al.*, 1991). Esto se debe al equilibrio que se establece entre la erosión, el suelo y el

desarrollo de la vegetación en este escenario, que consiste en que las altas tasas de erosión impiden el desarrollo del suelo y de la vegetación. Esto mismo suele ocurrir en taludes de infraestructuras lineales en áreas de clima Mediterráneo que no presenten una cobertura vegetal que los proteja de los procesos de erosión. Por ejemplo, en un estudio realizado por Cerdá (2007), en taludes de carretera de Valencia sin apenas presencia de vegetación (con cubiertas vegetales entre el 2-7%) se obtuvo que las pérdidas de suelo debidas a la erosión hídrica fueron muy altas, lo que a su vez impedía el desarrollo de la vegetación.

Thornes *et al.* (1985, 1988), realizaron un modelo que relaciona la cobertura vegetal y la erosión en laderas de ambientes mediterráneos. En este modelo se representan los efectos de la cobertura vegetal sobre la erosión, los efectos de la erosión sobre la cobertura vegetal, y la retroalimentación entre ambas. Este modelo permite determinar la existencia de un umbral de equilibrio entre la vegetación y la erosión que una vez sobrepasado produce la retroalimentación del sistema, agudizándose aún más la erosión, impidiendo el desarrollo de la vegetación, e incluso su mantenimiento. En este modelo, el umbral es específico para cada sistema que definamos. Así, la disposición de la vegetación en mosaico o en bandas perpendiculares a la línea de la máxima pendiente en áreas de clima semiárido es el resultado de la interacción del desarrollo de la cobertura vegetal con la escorrentía y la erosión. Esta interacción tiene consecuencias para las relaciones entre especies de plantas (Sánchez & Puigdefábregas, 1994; Nicolau *et al.*, 2011).

No sólo la cobertura vegetal es fundamental para el control de la erosión. También los sistemas de raíces afectan a algunas de las propiedades físicas del suelo adyacente, influyendo en la resistencia del suelo a la erosión (Gyssels, 2005). Las diferentes propiedades del suelo que son influenciadas por las raíces son:

- a) Estructura, estabilidad de los agregados, contenido en material orgánica y composición química del suelo. Las raíces tienen un efecto positivo en la formación de agregados mediante la descomposición de residuos orgánicos en el suelo, proporcionando una gran población microbiana a la rizosfera y alimento para los animales del suelo (Tisdall & Oades, 1982; Amezketa, 1999). El efecto de las raíces en la estabilidad estructural del suelo depende de las especies vegetales, por ejemplo, las gramíneas son mejores que los cereales para estabilizar los agregados, porque contienen una biomasa con mucha mayor exudación (Glinski & Lipiec, 1990; Amezketa, 1999).
- b) Capacidad de infiltración. La penetración de las raíces en el suelo deja macroporos que mejoran el movimiento del agua y la difusión de gases, mejorando la capacidad de infiltración del suelo (Glinski & Lipiec, 1990).
- c) Densidad aparente. El efecto de las raíces en la densidad aparente depende del diámetro de las raíces y la naturaleza del suelo.

2.4.3.4. IMPORTANCIA DEL SUELO EN LOS PROCESOS EROSIVOS Y EN LA REVEGETACIÓN

Cada suelo, en función de sus características, de su localización en el paisaje y del régimen climático, posee un umbral crítico de equilibrio entre la erosión que soporta y la vegetación que puede mantener. Las características y cantidad de erosión varían en función del tipo de suelo (Sodermann, 1980). En taludes, la gravedad tiende a erosionar el suelo reduciéndose el ángulo del talud hasta que se consiga el equilibrio entre las fuerzas gravitacionales y cohesivas. Este equilibrio depende de varios factores abióticos (clima, litología, tipo de suelo, características topográficas) y factores bióticos relacionados con la vegetación y la fauna del entorno (Alexander, 1994).

En la construcción de taludes de infraestructuras lineales se perturban los suelos drásticamente. Esta perturbación genera superficies expuestas a la erosión hídrica, desprovistas de vegetación y de los horizontes más superficiales y fértiles del suelo (Box, 1978), rompiéndose el equilibrio entre, por un lado, las fuerzas cohesivas que proporciona un suelo estructurado con vegetación establecida, y por el otro, las fuerzas gravitacionales favorecidas por la intensificación de los procesos de erosión hídrica. Las propiedades intrínsecas más importantes del suelo perturbadas drásticamente durante la construcción de los taludes son las siguientes: la estabilidad de los agregados, el contenido en materia orgánica, la capacidad de infiltración, la densidad aparente, la textura, la composición y la resistencia al corte (Caltrans, 2010). Además, cuando la materia orgánica del suelo es eliminada, el contenido, la descomposición y el ciclo del N también es perturbado (Claassen & Carey, 2004). Como consecuencia de la perturbación del suelo, la actividad biológica, es dañada (Lal, 1988). Debido a la pérdida de estos nutrientes esenciales, y a la disminución de la capacidad de infiltración y de retención de humedad del suelo, se reduce aún más el crecimiento de la vegetación y la capacidad de germinación de las semillas (Claassen & Zasoski, 1998), por lo que aumenta la erosión por la falta de vegetación. Así pues, el crecimiento de vegetación estable y vigorosa es esencial para mantener la estructura del suelo, mejorando la disponibilidad de nutrientes, la materia orgánica y las propiedades físicas del suelo (Claassen *et al.*, 1997).

Si no se hace nada para evitarlo, el material parental expuesto por las medidas de construcción es difícil de revegetar y puede seguir erosionándose durante décadas después de la perturbación. Por tanto, la mejora de las condiciones del suelo es imprescindible para que la colonización de la vegetación prospere (Bochet *et al.*, 2009).

Estos estudios sugieren que, en muchas ocasiones, la regeneración del suelo como recurso puede ser mucho más difícil que evitar o minimizar la perturbación (Claassen & Zasoski, 1998).

2.4.3.5. IMPORTANCIA DE LA ESTRUCTURA DEL SUELO Y DE SU ESTADO DE AGREGACIÓN FRENTE A LA EROSIÓN

La estructura del suelo es el ordenamiento de los granos individuales en partículas secundarias o agregados y el espacio de huecos que llevan asociados (Porta *et al.*, 1999). La estabilidad de los agregados proviene de la acción cementante de la materia orgánica, por hifas de hongos, raíces, algunos coloides minerales como la caliza activa o los hidróxidos de hierro o aluminio (Tisdall & Oades, 1982; Bonneau & Levy, 1987), y por el carbono (C) proveniente de restos de plantas que es posteriormente descompuesto por los microbios del suelo (Claassen & Hogan, 2002).

Los agregados facilitan el paso de partículas primarias finas muy susceptibles a la erosión a partículas de mayor tamaño y estabilidad, obteniéndose un suelo más resistente ante la erosión.

No están claramente delimitados los tamaños de micro y macroagregados del suelo, ya que pueden variar dependiendo del autor y de los objetivos de su investigación (Rondón & Elizalde, 1997). A pesar de ello, según Claassen & Hogan (1998) existen dos tipos de agregados en función de su tamaño:

1. *Microagregados*, menos de 250 micras: las partículas individuales son ligadas por recubrimientos de óxidos de aluminio y hierro o por arcillas, debido a exudados de raíces y a la generación de polisacáridos por microorganismos durante la descomposición de los restos vegetales. Sin embargo, la estabilidad de los microagregados depende en mayor medida de los componentes minerales del suelo que de la materia orgánica y, por tanto, estarán más influidos por el material geológico en el que se desarrolla el suelo (Boix-Fayos, 2001). Una vez formados, los microagregados perduran durante largos períodos de tiempo (años) y son resistentes a fuerzas físicas como el laboreo (Claassen & Hogan, 1998).
2. *Macroagregados*, más de 250 micras: se forman por la acción de las raíces de las plantas y las hifas de los hongos, de manera que se crea una estructura compleja de raíces y agregados del suelo que puede perdurar incluso cierto tiempo después de ser eliminada la parte aérea de las plantas (Tisdall & Oades, 1982). La densidad de raíces en el perfil del suelo disminuye con la profundidad, pero distintas especies y distintas comunidades vegetales difieren tanto en la densidad como en su distribución en profundidad, lo que influye en la formación de los macroagregados.

No sólo la existencia de raíces, sino también su tamaño, densidad y su distribución vertical influyen en la formación de macroagregados y sobre la estabilidad general del suelo frente a la erosión (Greenway, 1987). Al contrario de los microagregados, los macroagregados son

muy sensibles a trastornos del terreno, como por ejemplo, la compactación producida por maquinaria pesada (Dexter, 1988; Oades & Water, 1991; Field & Minasny, 1999).

Uno de los aspectos básicos para comprender los efectos beneficiosos de la vegetación sobre la erosión es la incorporación de los restos orgánicos al suelo durante la edafogénesis y su contribución a la formación de agregados estructurales del suelo. Los suelos cubiertos de vegetación ricos en materia orgánica poseen una mayor proporción de agregados que los suelos sin vegetación o pobres en materia orgánica, siendo sus agregados además más grandes y estables (López-Bermúdez, 1996; Martínez-Fernández, 1996; Cerdá, 1998; Cammeraat & Imeson, 1998). En función de las diferentes características químicas de las hojas y de la cantidad de materia orgánica que aportan, distintas especies contribuyen en distinta medida a la estabilidad de los agregados (Cerdá, 1998).

La estabilidad de los agregados es un parámetro muy complejo que influye en un amplio rango de las propiedades del suelo como la estabilización de C, la porosidad del suelo, la aireación, la compactibilidad, la capacidad de encostramiento, la retención de humedad, la conductividad hidráulica, la resistencia al corte y a la erosión, y el transporte de las partículas por el impacto de las gotas y el flujo del agua (Grismer *et al.*, 2008). La ruptura de los agregados por el impacto de las gotas de lluvia, su reorganización, y posterior compactación de las partículas, puede llevar a la formación de costras, el sellado de los poros y la pérdida de infiltración del suelo (Moss, 1991; Le Bissonnais, 1996; Green & Hairsine, 2004). Esta reducción de la conductividad hidráulica promueve el encharcamiento de la superficie previa al comienzo de la escorrentía (Le Bissonnais & Singer, 1993). Por otra parte, la capacidad de la escorrentía para arrancar y transportar los sedimentos es reforzada por el aumento de la cantidad de escorrentía. Además, también aumenta la cantidad de partículas finas que arrastra el agua proveniente de la destrucción de los agregados (Owoputi & Stolte, 1995).

Por tanto, la estabilidad de los agregados influye directamente en la generación de escorrentía y en la producción de sedimentos causados por la erosión hídrica (Grismer *et al.*, 2009). Para el mantenimiento de un suelo bien estructurado, con procesos de erosión equilibrados con la comunidad suelo-vegetación, es necesaria la existencia de una comunidad vegetal vigorosa y con buena salud, que proporcione una fuente consistente de materia orgánica. Se concluye, pues, que la formación de agregados estables es un proceso necesario para obtener una restauración duradera y sostenible de suelos degradados y no estructurados, y minimizar los efectos negativos de la erosión hídrica.

2.5. OBJETIVOS GENERALES

Desde nuestra interpretación, la revisión bibliográfica relativa a los taludes contruidos sobre materiales no consolidados en áreas de clima Mediterráneo (apartados 2.1-2.4), tanto en general como en el caso particular de las infraestructuras lineales, revela un enorme hueco del conocimiento sobre la influencia de la geodinámica superficial (procesos geomorfológicos activos y estabilidad del sustrato) de este tipo de taludes en su comportamiento erosivo, y por tanto, en los condicionantes que estos factores ejercen sobre su restauración ecológica. Según nuestro criterio, para paliar este hueco de conocimiento son necesarias investigaciones dirigidas a comprender, caracterizar y cuantificar el comportamiento erosivo y la evolución geomorfológica de este tipo de taludes, así como a establecer la influencia que tienen en dicho comportamiento y evolución los siguientes factores ecológicos: la configuración geomorfológica, los procesos hidrológicos que en ellos se desarrollan, las características edáficas, la estratigrafía, así como su influencia en y con otros factores relacionados.

De acuerdo con todo ello, en esta tesis doctoral se han estudiado cinco escenarios situados en taludes de infraestructuras lineales de la Cuenca Sedimentaria de Madrid, con los siguientes objetivos generales:

1. La caracterización y el entendimiento de los procesos erosivos activos, fundamentalmente asociados a la geomorfología y a la hidrología que operan y se desarrollan sobre este tipo de taludes.
2. La cuantificación de esos procesos erosivos. Para ello, se utilizarán desde metodologías convencionales para la medida directa de la erosión (como el uso de *sediment fences*) hasta las herramientas más novedosas y originales, como es el caso del Láser Escáner Terrestre (TLS).
3. Caracterizar qué factores ecológicos relacionados con la geodinámica superficial de este tipo de taludes influyen de manera más determinadamente en su comportamiento erosivo y en su restauración ecológica, y cuantificar, en la medida de lo posible, dicha influencia.
4. Caracterizar y validar los efectos que produce un apero (diseñado específicamente en el marco de esta tesis doctoral) en el control de la erosión y en la restauración ecológica de este tipo de taludes.
5. Caracterizar y validar los efectos que produce el extendido de tierra vegetal en el control de la erosión y en la restauración ecológica de este tipo de taludes.
6. A partir del conocimiento adquirido durante las investigaciones efectuadas sobre la geodinámica superficial local de este tipo de taludes, plantear implicaciones, directrices y consecuencias en su restauración ecológica.

3.MATERIAL Y MÉTODOS

3. MATERIAL Y MÉTODOS

Tal y como se ha mostrado en la revisión bibliográfica del apartado 2, muchos de los taludes de las infraestructuras lineales son muy vulnerables a los procesos de erosión hídrica, lo que dificulta enormemente su restauración. Este hecho es particularmente evidente cuando en un mismo territorio coinciden climas con cierto grado de aridez (como los mediterráneos) y litologías no consolidadas o débilmente consolidadas (tales como gravas, arenas, limos, arcillas, margas o yesos). A todo esto, se añade la heterogeneidad de la práctica totalidad de los desmontes, como pueden ser diferencias estratigráficas, litológicas, texturales o composicionales, que les hace comportarse como sistemas complejos ante los procesos de erosión hídrica. Debido a la variación inherente de estas propiedades en la mayoría de los desmontes, los planes de restauración que no tienen en cuenta la variación de estos factores, están abocados, de alguna manera, a resultados irregulares, e incluso a notables fracasos. Y también por ello, la comprensión de las claves relacionadas con los procesos erosivos en taludes supone un reto de gran interés científico y aplicado.

En este contexto, la cuantificación y manejo de los procesos de escorrentía y erosión-sedimentación hídrica en taludes de infraestructuras lineales lleva siendo objeto de estudio desde hace más de cuatro décadas en países de la "órbita anglosajona" (Diseker & Richardson, 1961; 1962; Diseker & Sheridan, 1971; Haigh, 1985; entre otros). Especialmente en EE.UU., donde la legislación sobre la emisión de escorrentía y sedimentos desde las denominadas zonas "construidas" hacia los cauces naturales está extraordinariamente regulada. Sin embargo, esta temática puede considerarse como una línea de investigación mucho más reciente y mucho menos desarrollada en España. Esto se puede deber a la inexistencia de normativas al respecto, o quizás a que se suele pasar directamente de los estudios geotécnicos a los de revegetación o restauración, sin detenerse en el estudio de la interfase hidrogeomorfológica y edáfica; en todo caso, existen antecedentes directos, o muy relacionados, de gran interés, como por ejemplo: Arnáez y Larrea, (1995); García-Fayos *et al.*, (2000); Navarro, (2002); Bochet y García-Fayos, (2004); Bochet *et al.*, (2007); Martín-Duque *et al.* (2011); Nicolau *et al.*, (2011).

Las investigaciones llevadas a cabo en esta tesis doctoral se han localizado en cinco escenarios de una serie de infraestructuras lineales del entorno de las ciudades de Madrid y de Toledo. Sobre la base de los objetivos generales de esta tesis (apartado 2.5), se resumen a continuación las investigaciones o los diseños experimentales que se han efectuado en cada uno de los cinco escenarios:

1. La caracterización morfométrica, la estimación de la erosión y el estudio de las redes de drenaje mediante el uso del Láser Escáner Terrestre (TLS) en desmontes de la autopista Madrid-Toledo (AP-41 y TO-22) y de la autovía A-40 (Toledo).
2. La estimación de los efectos producidos por erosión de tipo *seepage* mediante el uso del TLS en la carretera A-1 a la altura de El Molar (Madrid), y el estudio de los factores hidrológicos (superficiales y subterráneos) implicados en el desarrollo de la erosión por *seepage*.
3. La estimación de la erosión hídrica a partir de trampas de sedimentos (*sediment fences*) y el análisis de los factores ecológicos implicados en las carreteras M-12 y M-13 del aeropuerto Madrid-Barajas.
4. La evaluación de los efectos que produce un apero, diseñado específicamente en el marco de esta tesis doctoral, sobre la respuesta hidrológica y erosiva de dos desmontes experimentales contruidos en la finca La Higuera (Santa Olalla, Toledo).
5. La evaluación de los efectos producidos por distintos acabados superficiales y por el extendido de tierra vegetal sobre un desmonte de la carretera M-224 en Torres de la Alameda (Madrid).

A partir del conocimiento adquirido en estas investigaciones y diseños experimentales, se sintetizan una serie de implicaciones que pueden permitir plantear protocolos o directrices de restauración y de integración ecológica adecuados a la geodinámica superficial local de estos escenarios.

3.1. UBICACIÓN DE LOS ESCENARIOS Y DE LOS DISEÑOS EXPERIMENTALES: LA CUENCA SEDIMENTARIA DE MADRID

Los cinco escenarios estudiados se sitúan sobre desmontes formados por materiales no consolidados de la Cuenca Sedimentaria de Madrid. Esta cuenca constituye el relleno sedimentario principal de edad Cenozoica de la submeseta Sur o cuenca del Tajo. De planta triangular, está delimitada, *grosso modo*, por el Sistema Central al Norte y al Oeste, por los Montes de Toledo al Sur y por la Sierra de Altomira (perteneciente al Sistema Ibérico) al Este. La Cuenca Sedimentaria de Madrid tiene una altitud media de 600-700 m y un clima Mediterráneo continental, caracterizado por una elevada amplitud térmica anual y por unas precipitaciones poco abundantes, comprendidas entre los 350 y los 650 mm (Pérez González, 1994). En la estación meteorológica de El Retiro, que es representativa de los valores climáticos medios de esta cuenca, la precipitación anual media es de 436 mm, la temperatura anual media es de 14.6°C y la humedad anual media es del 53% (figura 3.1).

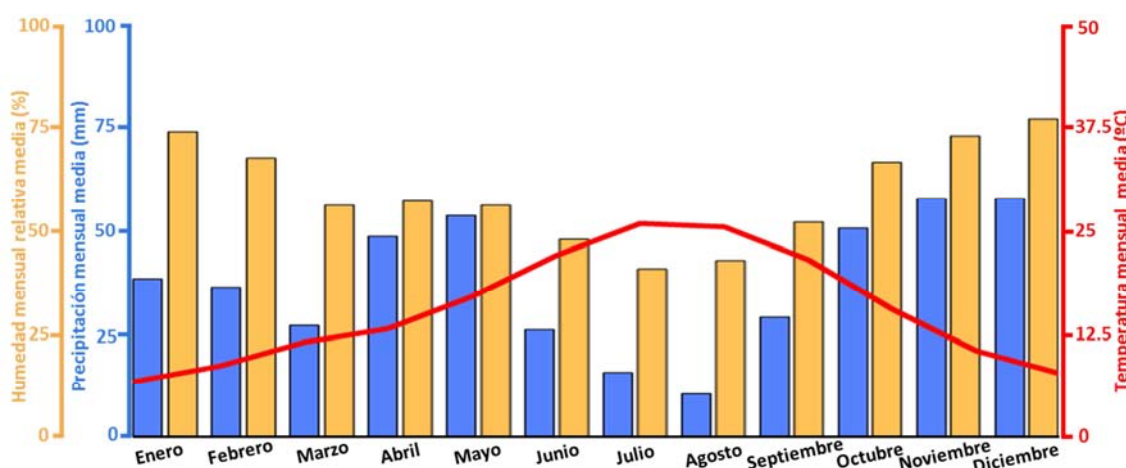


Figura 3.1. Valores climáticos mensuales medios de precipitación, temperatura y humedad relativa obtenidos de la estación meteorológica de El Retiro, situada en la ciudad de Madrid. Agencia Española de Meteorología (AEMET) <http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/datosclimatologicos/valoresclimatologicos?l=3195&k=madP>.

Otro rasgo climático singular de esta cuenca sedimentaria en concreto, y de las áreas con clima Mediterráneo en general, es la marcada irregularidad estacional e interanual de la distribución de las precipitaciones, así como la ocurrencia de episodios extremos de lluvia de elevada intensidad, del tipo de las tormentas de verano u otras asociadas a fenómenos de gota fría. Del análisis de las series disponibles de registros pluviométricos de las estaciones meteorológicas localizadas en el área de estudio, se han obtenido precipitaciones máximas acumuladas en 24 horas, de entre 50 y 70 mm con periodos de retorno de 10 años, entre 70 y 80 mm con periodos de 25 años, y de entre 90 y 100 mm con periodos de 50 años (INM, 2000). Es importante destacar el enorme potencial erosivo de este tipo de

episodios de elevada intensidad. En campos agrícolas de Castilla-La Mancha, De Alba *et al.* (1998) demostraron que los episodios aislados de lluvia de elevada intensidad ocasionan más del 85% de las tasas medias anuales de erosión. De todo ello se concluye que la ocurrencia de precipitaciones extremas va a ser un factor clave que determine la estabilidad de los taludes de infraestructuras lineales en esta región.

La vegetación de la Cuenca Sedimentaria de Madrid se caracteriza por un dominio de los cultivos de secano (cereal y arbóreo), que alternan con encinares densos y adehesados, y matorrales y pastizales de sustitución de dichos encinares (tomillares, jarales, retamares...) y con vegetación característica de ribera en las vegas. El hecho de que la ciudad de Madrid se sitúe dentro de este espacio condiciona una sustitución constante y creciente de estos espacios a favor de los usos urbanos y de sus infraestructuras asociadas, entre las cuales se encuentran las infraestructuras lineales objeto de estudio.

Las litologías detríticas que rellenan la Cuenca Sedimentaria de Madrid se pueden clasificar en tres grandes conjuntos, en función de su posición respecto a la fuente principal de sedimentos y a la granulometría de sus facies: el primer gran conjunto engloba a las facies más proximales de la cuenca, y está formado fundamentalmente por conglomerados y bloques con niveles arenosos; el segundo gran conjunto litológico engloba a las facies intermedias, y está formado por areniscas arcósicas con algunos niveles de conglomerados, arcillas y limos; finalmente, el tercer conjunto de rocas sedimentarias engloba a las facies distales de la cuenca, y está formado por arcillas y limos fundamentalmente (figura 3.2). Los cinco escenarios estudiados aparecen distribuidos sobre estos tres grandes conjuntos litológicos recién descritos de la Cuenca Sedimentaria de Madrid (figura 3.2).

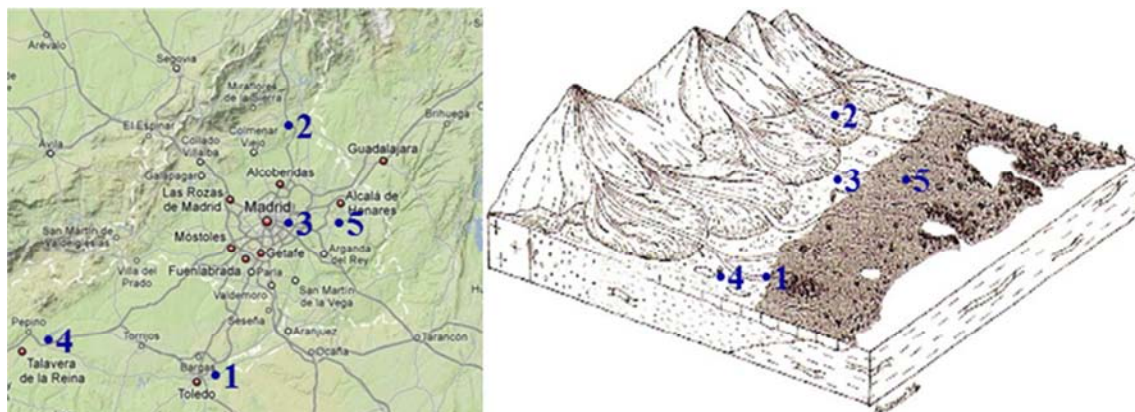


Figura 3.2. Izquierda: ubicación de los escenarios estudiados en un mapa de la Comunidad de Madrid y alrededores. Derecha: diagrama de la Cuenca Sedimentaria de Madrid (de Morales *et al.*, 2000) donde se puede observar la posición en la cuenca y las tres facies sedimentarias a las que pertenece cada escenario estudiado. En ambas imágenes, la numeración corresponde con las siguientes áreas de estudio: (1) Desmontes de la autopista Madrid-Toledo (AP-41 y TO-22) y de la autovía A-40 (Toledo); (2) Carretera A-1 a la altura de El Molar (Madrid); (3) Carreteras M-12 y M13 del Aeropuerto Madrid-Barajas; (4) Desmonte experimental en la finca La Higuera (Santa Olalla, Toledo); (5) Desmontes de la de la carretera M-224 de Torres de la Alameda (Madrid).

Tal y como se ha mostrado en la revisión bibliográfica del apartado 2.3.3.1.5, los terraplenes suelen estar formados por materiales menos compactados que los desmontes. Su menor compactación favorece la infiltración, lo que reduce los procesos de erosión y facilita el establecimiento y crecimiento de la vegetación. Esta diferencia en la actividad erosiva de desmontes y terraplenes provoca que la restauración de los desmontes sea más difícil que la de los terraplenes. Por tanto, partiendo de que era fundamental para esta tesis la elección de superficies que desarrollaran intensos procesos de erosión, todos los estudios efectuados han sido desarrollados en desmontes. Por otro lado, cada uno de los desmontes estudiados presenta unas condiciones de acabado y tratamiento específicas, que serán analizadas en cada escenario estudiado. A pesar de ello, la mayor parte de estos desmontes se caracterizan por una cobertura vegetal muy baja y por una elevada actividad de los procesos de erosión hídrica.

Desde nuestro punto de vista, dos circunstancias otorgan gran representatividad a este estudio:

1. El hecho de que la ciudad de Madrid se sitúe dentro de la Cuenca Sedimentaria de Madrid, condiciona que estos terrenos se encuentren surcados por una densidad de infraestructuras lineales muy alta, y por tanto que las conclusiones obtenidas tengan un amplio espectro de aplicabilidad.
2. Dado que la Cuenca Sedimentaria de Madrid representa una cuenca sedimentaria terciaria "típica" de la Península Ibérica, estos estudios pueden servir como punto de partida para caracterizar procesos similares en las otras grandes cuencas sedimentarias terciarias peninsulares (como son las cuencas del Ebro, Duero, Guadiana y Guadalquivir), donde las condiciones climáticas, pero sobre todo el tipo de litologías, no son muy distintos a los de la Cuenca Sedimentaria de Madrid.

3.2. CARACTERIZACIÓN DE FORMAS Y PROCESOS GEOMORFOLÓGICOS ACTIVOS EN LOS DESMONTES OBJETO DE ESTUDIO

Los desmontes de infraestructuras lineales constituyen escenarios inmejorables para estudiar la dinámica geomorfológica (Petersen, 2002). En este epígrafe se ha realizado una descripción de los procesos de erosión hídrica que han sido identificados como activos (a partir de las formas que generan) en los desmontes estudiados de la Cuenca Sedimentaria de Madrid. Se considera que dicha descripción es representativa de los procesos de erosión hídrica que dominan en cada una de las litologías detríticas que caracterizan dicha cuenca. En la figura 3.3 se recogen las morfologías descritas.

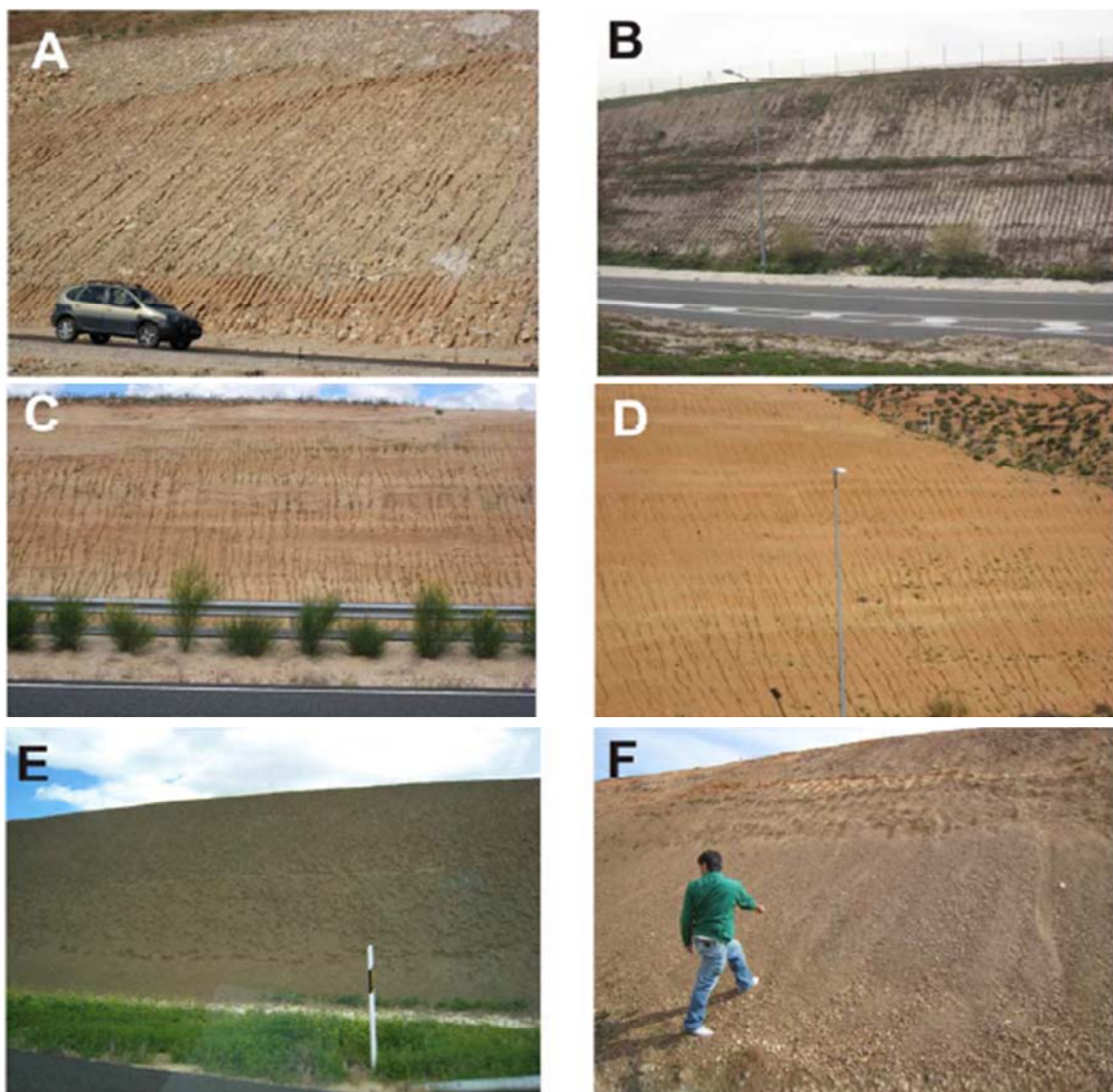


Figura 3.3. Formas erosivas descritas en los desmontes de infraestructuras lineales estudiados (ver texto para su explicación).

A continuación se describen las morfologías y los procesos de erosión que se pueden observar en la figura 3.3:

- *Figura 3.3.A.* Los desmontes del escenario 2, en la A-1 a la altura de El Molar, muestran una respuesta morfológica distinta de los dos tipos de materiales que componen los taludes. Sobre los grandes lentejones de conglomerados (con tonos más grisáceos), la red de drenaje tiene un menor grado de incisión, debido a la presencia de cantos y bloques, que dificultan el encajamiento. En cambio, en los materiales más arenosos (con tonos más rojizos), la escorrentía concentrada consigue desarrollar una red paralela de regueros (*rills*).
- *Figura 3.3.B.* Los desmontes del escenario 3, en las carreteras M-12 y M13 de acceso a la terminal T4 de Barajas, se caracterizan por un patrón de drenaje paralelo, muy bien definido. El espaciado regular entre el conjunto de regueros (*rills*) y sus interfluvios, en la base del desmonte, se interpreta como una herencia del acabado del talud con las uñas de una retroexcavadora, que posteriormente es remodelado y exagerado por la erosión hídrica.
- *Figura 3.3.C.* Ejemplo de un desmonte del escenario 1, situado en el km 123 de la A-40. Formado completamente por material arenoso no consolidado o poco consolidado, los procesos erosivos actúan de manera rápida y efectiva en este tipo de desmontes, y son más efectivos cuanto más arenoso es el material del desmonte. Es el caso del talud que muestra la imagen, que emite gran cantidad de sedimentos, y de manera frecuente, a las cunetas. La red de drenaje en este tipo de materiales arenosos es subparalela, tendente a dendrítica.
- *Figura 3.3.D.* Ejemplo de un desmonte del escenario 1, situado en la autopista Madrid-Toledo (AP-41 y TO-22). En esta ocasión, el desmonte tiene textura franco-arenosa. La presencia de materiales arcillosos en la litología del talud, favorece el desarrollo de redes de drenaje con una mayor tendencia a ser dendríticas.
- *Figura 3.3.E.* Ejemplo de un desmonte del escenario 1, situado en la autopista Madrid-Toledo AP-41. Al estar construido sobre lutitas, la cohesión permite que el frente de este talud sea más vertical que sobre otros materiales, puesto que su cohesión lo permite. Estas paredes casi verticales de la AP-41 sufren procesos de meteorización, formando estructuras tipo *pop-corn*: una especie de "costra" de entre 0.8 y 2 cm de espesor, agrietada formando polígonos de 3-4 cm de radio. Estos 'fragmentos de corteza' sufren caídas por procesos de humectación-desecación, acumulándose en la base del desmonte a modo de talud de derrubios. Una vez caída la costra, ésta vuelve a formarse y a fragmentarse a partir de sucesivos ciclos de humectación-desecación, hasta

que vuelven a sufrir nuevas caídas. Ocasionalmente aparecen morfologías de tipo flujo de barro (*mudflow*).

- *Figura 3.3.F.* Ejemplo de un desmonte del escenario 5, situado en la carretera M-224 de Torres de la Alameda (Madrid). Este desmonte reproduce el modelo geomorfológico de un escarpe montañoso en miniatura. La parte superior de talud aparece expuesta a los procesos de meteorización-erosión y la base del talud se caracteriza por una acumulación de derrubios, a modo de 'derrame de ladera' (*talus slope*), que muestra una gran actividad geomorfológica. Puntualmente son reconocibles canales y acumulaciones de flujos de derrubios (*debris flow*), de nuevo en miniatura.

La caracterización de estas formas y procesos ha permitido plantear las investigaciones y los diseños experimentales de esta tesis doctoral, dirigidos a conocer en mayor profundidad el funcionamiento de los procesos de erosión que se desarrollan en los desmontes de la Cuenca Sedimentaria de Madrid, para posteriormente determinar protocolos o directrices de restauración y de integración ecológica adecuados a cada tipo de sustrato.

3.3. USO DEL LÁSER ESCÁNER TERRESTRE (TLS) PARA LA CUANTIFICACIÓN DE PROCESOS EROSIVOS EN TALUDES DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES

La tecnología del Láser Escáner Terrestre (*Terrestrial Laser Scanner*, TLS) es la más novedosa y utilizada en las investigaciones efectuadas en esta tesis doctoral, razón por la cual se incluye este epígrafe específico sobre "Materiales y Métodos". Todo ello con el fin de proporcionar una base que favorezca la comprensión de los escenarios estudiados, y también con el objetivo de no repetir esta información en cada uno de los escenarios y experimentos en que se ha utilizado el TLS.

La tecnología de Láser Escáner Terrestre (TLS) obtiene escaneos de la superficie terrestre de forma muy precisa, detallada y rápida. Se trata de una técnica muy novedosa, con gran proyección en el estudio de los procesos erosivos superficiales que se desarrollan en los taludes (Barbero *et al.*, 2009, 2010 y 2011). Sin embargo, a pesar de ese gran potencial para el estudio de este tipo de procesos, apenas existe bibliografía que muestre su aplicación en escenarios o con fines similares (Barbero *et al.*, 2009_b, 2011). Esto puede deberse al alto precio del TLS y del *software* necesario para el procesamiento de datos, y a la falta de metodologías establecidas para el uso de esta técnica en el campo de la erosión.

Existen diferentes modelos de TLS. En la tabla 3.1 se muestran las propiedades más determinantes para el estudio de los procesos geomorfológicos superficiales, de tres equipos de TLS representativos del mercado comercial del año 2010.

TLS	<i>Faro LS 880</i>	<i>Leica ScanStation 2</i>	<i>OPTECH Iliris 3D</i>
Alcance (m)	75-50	300-100	1500-700
Velocidad (puntos-segundo ⁻¹)	120.000	50.000	2.500
Densidad de escaneo (mm)	<1	<1	<1
Exactitud	3mm a 50m	4mm a 50m	8mm a 100m
Técnica de medida	Cambio de fase	Tiempo de vuelo	Tiempo de vuelo

Tabla 3.1. Propiedades más determinantes para el estudio de los procesos geomorfológicos superficiales de tres Láser Escáner Terrestres (TLS) del año 2010.

Los modelos de TLS de la tabla 3.1 pueden ser muy útiles para la realización de Modelos Digitales de Elevación (MDEs) de alta resolución, que permitan el estudio de los procesos erosivos superficiales. El TLS *Faro LS 880* es el que presenta una mayor exactitud y velocidad de toma de datos, pero menor alcance. Por ejemplo, puede ser muy útil para el seguimiento de la microerosión en parcelas de control. En cambio, el TLS *OPTECH Iliris 3D*, es el que presenta menor exactitud y velocidad de toma de datos, pero tiene un alcance mucho

mayor (<1500 metros). Por ejemplo, es muy útil para la monitorización de movimientos en masa en zonas con dificultad de acceso. El TLS *Leica ScanStation 2*, presenta unas características intermedias entre los dos anteriores, con una exactitud y velocidad de toma de datos lo suficientemente buenas para el seguimiento de la microerosión, y con un alcance (150 metros reales) suficiente como para poder escanear los dos desmontes enfrentados de una misma infraestructura lineal. Por este motivo, la caracterización morfométrica y de las estructuras de drenaje de los desmontes estudiados se ha realizado a partir de datos obtenidos con el TLS *Leica ScanStation 2* (figura 3.4).



Figura 3.4. Izquierda, detalle del equipo TLS *Leica ScanStation 2*, utilizado en cuatro de los cinco diseños experimentales. Derecha, imagen del equipo escaneando perpendicularmente al frente de un desmonte de la autovía To-22, perteneciente al diseño experimental en el entorno de la ciudad de Toledo.

El uso del TLS para caracterizar los procesos erosivos superficiales se aplicó en cuatro de los cinco escenarios estudiados. Debido a la falta de información relacionada, ha sido necesario el desarrollo de metodologías *ad hoc* para el uso del TLS en este tipo de estudios. Más concretamente, se han desarrollado las siguientes metodologías:

- Elaborar metodologías para crear MDEs de alta resolución que permitan caracterizar las morfologías superficiales de los taludes, a partir de datos obtenidos con TLS.
- Elaborar metodologías que permitan el estudio de las redes de drenaje desarrolladas en desmontes a partir de los Modelos Digitales de Elevación (MDEs) de alta resolución.
- Elaborar metodologías que permitan el estudio de movimientos en masa a partir de Modelos Digitales de Elevación (MDEs) de alta resolución.
- Elaborar metodologías que permitan el estudio de la rugosidad superficial a partir de los datos “en bruto” del TLS y de Modelos Digitales de Elevación (MDEs) de alta resolución.

A continuación se presenta la metodología utilizada para la creación de los MDEs de alta resolución. Esta metodología es común para todos los experimentos efectuados.

3.3.1. PREPARACIÓN DE LAS NUBES DE PUNTOS PARA SU TRATAMIENTO Y CREACIÓN DE MODELOS DIGITALES DE ELEVACIÓN (MDEs) DE ALTA RESOLUCIÓN

En todos los experimentos se escanearon nubes de puntos con resolución que oscilaron entre 2 y 1 mm (figura 3.5).

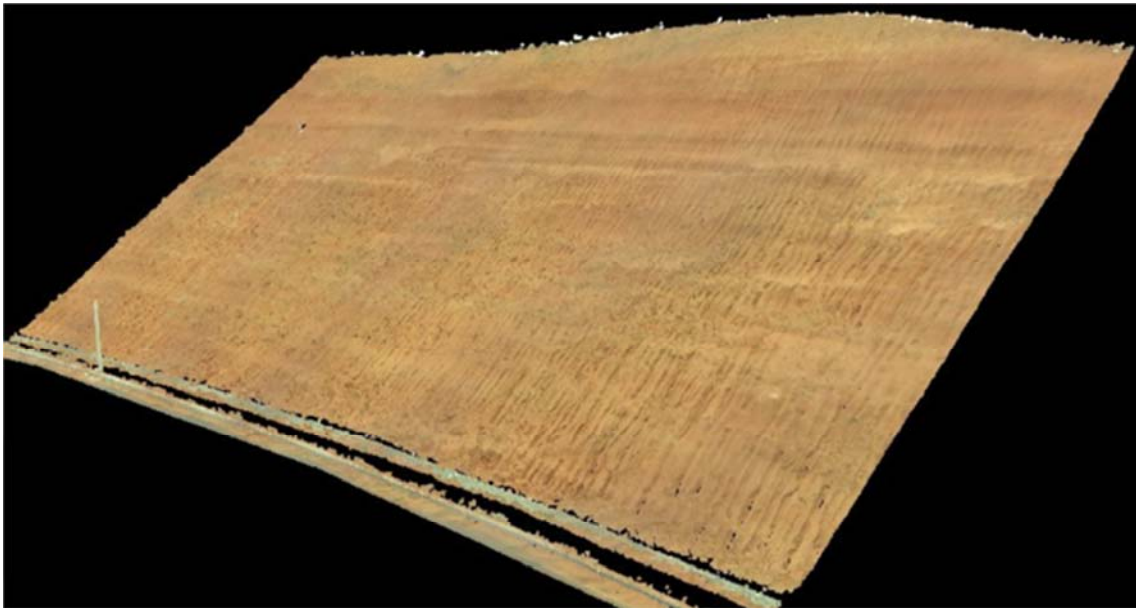


Figura 3.5. Nube de puntos obtenida con el TLS con resolución de 2 mm de un desmante de la To-22 en Toledo.

El TLS se situó siempre a distancias que no superaron los 120 metros desde el desmante, y siempre en una posición lo más perpendicular posible al frente del talud (figura 3.4). El procedimiento seguido para la creación de los MDEs a partir de los datos obtenidos con el TLS se explica a continuación.

1. Limpieza de las nubes de puntos para la realización de los MDEs (software Cyclone)

A partir de las nubes de puntos escaneadas se procedió, mediante el *software Cyclone*, a su "depuración", eliminando la información correspondiente a distintos obstáculos. Dichos obstáculos interceptaron la señal emitida por el láser, e impidieron registrar la microtopografía real de la superficie del talud. Entre ellos, el más común fue la cobertera vegetal (figura 3.6); otros obstáculos eliminados fueron los elementos de iluminación o las señalizaciones de las vías.



Figura 3.6. Proceso de depuración de la información obtenida a partir del TLS. La imagen de la izquierda muestra los datos “en bruto”, mostrando la presencia de vegetación. La imagen de la derecha muestra la superficie del terreno sin vegetación.

Una vez limpias las nubes de puntos, se exportan en formato “.ptx” para realizar los MDEs con el *software Polyworks*.

2. Realización de Modelos Digitales de Elevación (MDEs), (*software Polyworks*)

En primer lugar, la importación de los datos se realizó a través del módulo *IMAling*. En este módulo se importan los datos de los diferentes sub-escaneos que conforman el escaneo total de la parcela, permitiendo apreciar errores de alineación (figura 3.7). En segundo lugar, con el módulo *IMMerge*, se crea el MDE del desmonte mediante una interpolación de tipo TIN (*Triangular Irregular Network*, o Redes de Triángulos Irregulares) con procesos de interpolación y suavizado bajos que se ajustan con una gran precisión a la topografía real de los desmontes escaneados (figura 3.7).

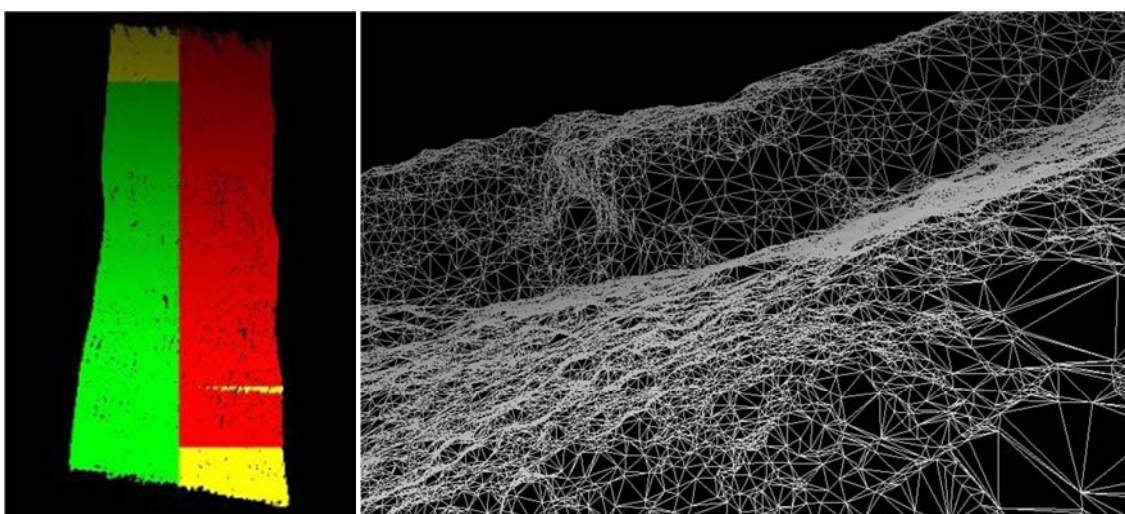


Figura 3.7. Izquierda. Generación y alineación de la malla con el módulo *IMAling*. Derecha. Vista en detalle de la triangulación irregular generada en el módulo *IMMerge*.

Este MDE inicial presenta una serie de huecos, debido tanto a las sombras que no fue posible escanear por problemas de perspectiva, como a la presencia de vegetación. La topografía de esos huecos fue reconstruida mediante 'superficies de tendencia' con el software *Polyworks* (figura 3.8).

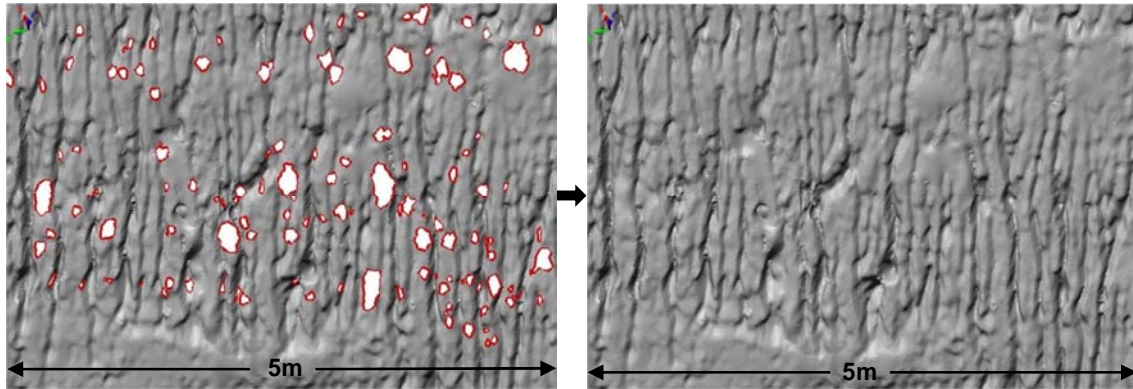


Figura 3.8. Vista en detalle del MDE de un desmonte antes y después del relleno de huecos.

Tal y como ya se ha descrito, la metodología presentada en este apartado es la misma para todos los escenarios en que se utilizó el TLS. En cambio, las metodologías utilizadas para la caracterización de las morfologías superficiales de los desmontes son específicas para cada escenario, por lo que serán descritas en su apartado correspondiente.

4.CARACTERIZACIÓN DE LAS REDES DE DRENAJE DESARROLLADAS EN DESMONTES MEDIANTE LÁSER ESCÁNER TERRESTRE (TLS). INFLUENCIA DE LOS FACTORES LITOLOGÍA Y MORFOLOGÍA

4.1. INTRODUCCIÓN

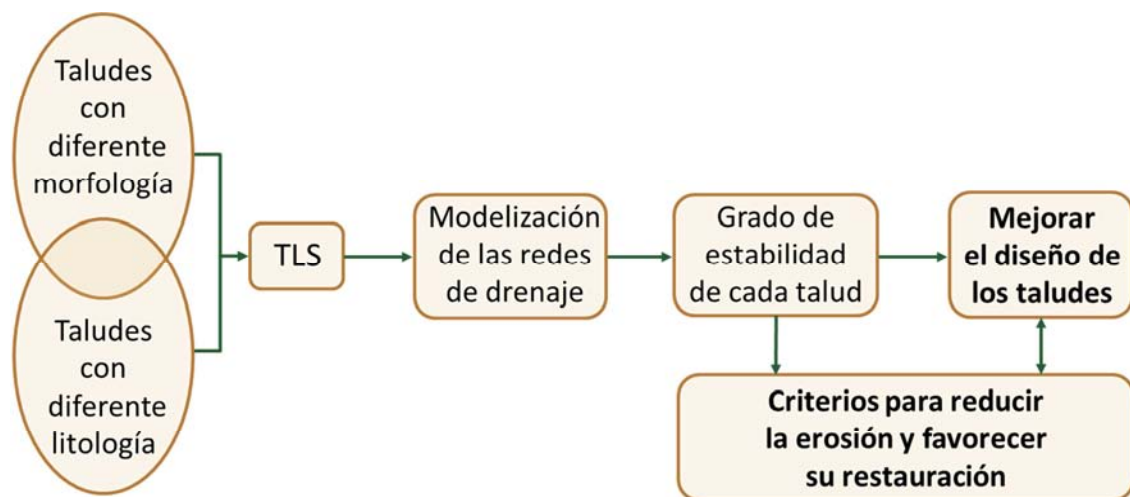
La construcción de infraestructuras lineales genera superficies expuestas, de materiales del suelo y del subsuelo, con altas pendientes, desprovistas de cualquier tipo de vegetación y especialmente vulnerables a la erosión hídrica superficial. Esta “perturbación” geomorfológica reproduce, en una escala temporal muy reducida, los procesos que operarían durante cientos o miles de años para formar laderas y valles (desmontes) o acumulaciones sedimentarias (terraplenes). Los procesos de erosión sobre las formas del relieve derivadas de la construcción de infraestructuras lineales (taludes, bermas, plataformas...) actúan para re-establecer un nuevo equilibrio entre las formas del terreno creadas por la acción humana y los procesos geomorfológicos activos locales (Schumm y Rea, 1995), por lo que la presencia o ausencia de procesos erosivos superficiales en los taludes, es un indicador de la estabilidad superficial en los mismos.

La comprensión de la actividad hidromorfológica que se desarrolla en estos ambientes constituye el primer paso para obtener protocolos de restauración más eficaces (ver efectos producidos por la modificación de las condiciones hidrológicas y geomorfológicas locales, en el apartado 2.2.1.1). Debido a la poca eficacia de los tratamientos que se usan para proteger estos espacios de la erosión hídrica en ambientes mediterráneos, es frecuente encontrar ejemplos de taludes fuertemente erosionados, con redes de regueros y cárcavas muy desarrolladas, y con porcentajes muy bajos de cubierta vegetal.

Mediante la tecnología del Láser Escáner Terrestre (*Terrestrial Laser Scanner*, TLS) es posible caracterizar y cuantificar los procesos erosivos que se desarrollan en la superficie de los taludes, obteniendo un análisis detallado de las redes de drenaje a partir de Modelos Digitales de Elevación (MDE) de alta resolución. Debido a que la toma de datos se realiza desde fuera de la zona de estudio, esta técnica no modifica las propiedades físicas de la zona, por lo que es muy útil para monitorizar la evolución de los procesos erosivos estudiados.

4.2. HIPÓTESIS DE TRABAJO

El Láser Escáner Terrestre (*Terrestrial Laser Scanner*, TLS) es una técnica novedosa que podría permitir, *a priori*, caracterizar las redes de drenaje desarrolladas en la superficie de los taludes y cuantificar el volumen de material erosionado en dichas superficies. Por ello, la primera hipótesis de trabajo es que esta herramienta permitirá llevar a cabo la caracterización de las redes de drenaje y la cuantificación del volumen de material erosionado de los taludes. A su vez, una hipótesis subsecuente es que el estudio y entendimiento mediante el TLS de las estructuras de drenaje generadas en taludes artificiales, desarrollados sobre distintas litologías y morfologías, puede ayudar a identificar algunos de los factores clave que determinen el grado de estabilidad de cada talud. Finalmente, también es hipotético el hecho de que el conocimiento adquirido sobre los factores que influyen en el funcionamiento de las redes de drenaje que se desarrollan en estos taludes pueda ser utilizado como punto de partida para establecer criterios que minimicen los procesos de erosión y favorezcan el éxito de la restauración, y simultáneamente, ayuden a mejorar el diseño de los taludes de infraestructuras lineales de nueva construcción. En este capítulo trataremos de demostrar la primera de esas hipótesis, relativa a confirmar la validez de la técnica del TLS para cumplir los objetivos de caracterización y cuantificación del fenómeno erosivo en los taludes, mientras que las otras dos hipótesis, más relacionadas con el hecho de que cuantificar y comprender dicho fenómeno erosivo pueda ser utilizado para establecer criterios que minimicen la erosión hídrica, quedarán planteadas a nivel de discusión.



Esquema general que muestra el contexto de investigación desarrollado. Sin negrita aparecen los temas abordados, mientras que en negrita figura lo que sería la continuación y aplicación del conocimiento adquirido.

4.3. OBJETIVOS

El objetivo general de este estudio ha consistido en determinar la influencia de las variables litología y morfología de los desmontes estudiados en su respuesta erosiva mediante el uso de TLS. Este objetivo general se ha articulado en los siguientes objetivos específicos:

1. Determinar el estado erosivo de una serie de desmontes del entorno de la ciudad de Toledo, elegidos por su idoneidad para este fin.
2. Localizar y describir perfiles topográficos de desmontes con diferentes litologías y morfologías de este entorno, que hubieran desarrollado una red de drenaje consolidada por evolución natural o espontánea.
3. Desarrollar una metodología que permita el análisis de las redes de drenaje desarrolladas en estos desmontes, a partir de los MDEs obtenidos con datos del TLS.
4. Determinar la influencia de los factores litología y morfología en las redes de drenaje desarrolladas en los desmontes.

4.4. MATERIAL Y MÉTODOS

4.4.1. ÁREA DE ESTUDIO

Tras una prospectiva a nivel regional dentro de la Cuenca Sedimentaria de Madrid, en las inmediaciones de la ciudad de Toledo, se localizó una amplia tipología de desmontes de distinta litología y morfología, prácticamente desprovistos de cubierta vegetal, en los que existe un evidente problema erosivo. A pesar de que no se ha realizado un muestreo sistemático de los taludes, en base a un reconocimiento previo sobre los procesos de erosión que se desarrollan en los desmontes de la autovía Madrid-Toledo (A-42 y ramal TO-22), la autovía A-40 y la autopista AP-41, situadas en el entorno de la ciudad de Toledo (figura 4.1) (latitud 39° 53' N y longitud 04° 02' W, con una altitud de 516 metros sobre el nivel del mar), se seleccionaron un total de cinco desmontes. El conjunto del estudio se extendió a lo largo del año 2009, pero la toma de datos con el TLS se realizó en el segundo trimestre de ese mismo año. Debido a que todos los desmontes monitorizados fueron construidos en 2005, se ha considerado que en todos los casos transcurrieron 4 años desde su acabado hasta la toma de datos.

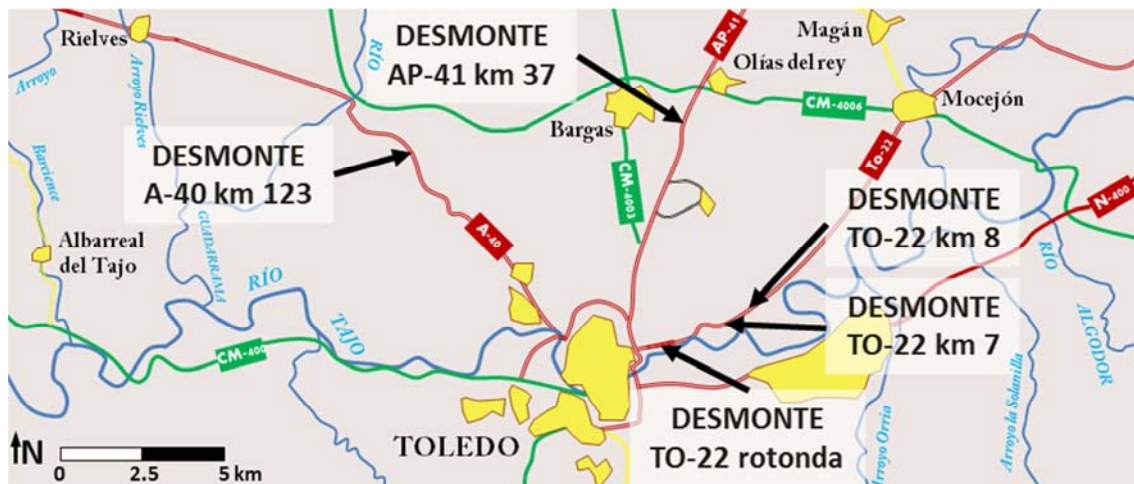


Figura 4.1. Localización de los cinco desmontes estudiados en el entorno de la ciudad de Toledo. Modificado a partir de <http://sigpac.mapa.es/fega/visor/>.

Atendiendo a la clasificación de Köppen, la ciudad de Toledo posee un clima templado mediterráneo de matiz continental, con veranos secos y precipitaciones poco abundantes, con una media anual de 357 mm·año⁻¹.

Los desmontes fueron construidos sobre sedimentos detríticos terciarios de la Cuenca de Madrid (ver apartado 3.1). En la zona de estudio están presentes materiales de las facies

distales (es decir, sedimentadas en las zonas más alejadas del área fuente de los sedimentos) e intermedias, pasando de Norte a Sur de facies detríticas intermedias a facies distales, para volver a encontrar en las proximidades del borde de la cuenca las unidades intermedias. El relieve de esta zona se compone de páramos (terrenos yermos, rasos y desabrigados) y campiñas (terrenos amplios y extensos), donde una red de arroyos se encajan en los materiales terciarios. Todos los desmontes se sitúan en la cuenca hidrológica del río Tajo.

El paisaje se caracteriza por presentar un tipo de vegetación de campiña, formada por arbustos y matorrales principalmente. En ella aparecen áreas agrícolas de cultivos de secano formados fundamentalmente por olivos, vides y cereal. Los suelos que encontramos en estas áreas son cambisoles y regosoles poco desarrollados (CSIC, 1983). La vegetación pertenece a la serie mesomediterránea manchega basófila de encina, que corresponde con la serie con mayor extensión en España (Rivas-Martínez, 1987). Su estado maduro clímax corresponde a bosques de encinas (*Quercus rotundifolia*). Las áreas de sotobosque están formadas por arbustos esclerófilos, como la coscoja (*Quercus coccifera*), el aladorno (*Rhamnus alaternus*) y el espino negro (*Rhamnus lycioides*); en áreas degradadas los tomillares pueden ser muy abundantes, así como diversos en su composición florística (Rivas-Martínez, 1987). También aparecen áreas con pastizales formados fundamentalmente por las gramíneas *Stipia gigantea*, *Agrostis castellana* y *Poa bulbosa* (Rivas-Martínez, 1987).

4.4.2. ESTADO EROSIVO DE LAS INFRAESTRUCTURAS LINEALES DEL ENTORNO DE LA CIUDAD DE TOLEDO

Uno de los efectos más evidentes de la erosión hídrica sobre los desmontes de infraestructuras lineales es la emisión de sedimentos desde los mismos, que se acumulan a su pie, o en las distintas superficies colectoras, pavimentadas o no (Martín-Duque *et al.* 2011). La magnitud de la emisión de sedimentos desde los desmontes hacia las cunetas es casi siempre muy evidente (figura 4.2).



Figura 4.2. Acumulación de altos volúmenes de sedimentos, procedentes de distintos tipos de desmontes del entorno de la ciudad de Toledo. A) sedimentos procedentes de un desmonte construido sobre arenas, en la autopista A-40; B) sedimentos procedentes de un desmonte construido sobre arcosas, en la autopista TO-22; C) sedimentos procedentes de un desmonte construido sobre lutitas, en la autopista AP-41.

Estos fenómenos de emisión de sedimentos desde los desmontes hacia su pie, si bien en la mayoría de los casos no constituyen un riesgo para la seguridad vial, sí que afectan a bienes y servicios, y suponen uno de los principales costes de mantenimiento de las infraestructuras lineales. Según Jesús Álvarez, Director de Medio Ambiente de Cintra Infraestructuras, este coste está evaluado en unos 3000 euros por kilómetro y año (comunicación personal). Pero el problema derivado de la existencia de elevadas emisiones de sedimentos desde desmontes de infraestructuras lineales hacia su base no se restringe a los costes de mantenimiento. Existe además un efecto negativo sobre el entorno de las infraestructuras, dado que en muchos casos se emiten sedimentos desde el interior de las construcciones hacia su exterior (ver modificación de las condiciones hidrológicas y geomorfológicas del entorno debido a la construcción de infraestructuras lineales en el apartado 2.2.1.2). Este efecto era también muy evidente en la localización escogida para el desarrollo de este estudio, tal y como se observa en la figura 4.3.



Figura 4.3. Izquierda. Acumulación de sedimentos, en forma de pequeños conos aluviales, a la salida de una cuneta que recoge la escorrentía procedente del ámbito de la autovía TO-22, en las inmediaciones de la ciudad de Toledo. Derecha. Formación de una cárcava a la salida de la misma cuneta.

Se ha comprobado que los taludes de infraestructuras lineales del entorno de la ciudad de Toledo están sometidos a intensos procesos de erosión hídrica. Estos procesos de erosión son indicadores de inestabilidad superficial y afectan a todo el entorno de las infraestructuras lineales. Conllevan gastos económicos que tienen que sufragar las empresas dedicadas al mantenimiento de los taludes, así como problemas económicos y medioambientales debidos a la exportación de estos sedimentos fuera del ámbito de las infraestructuras. Así pues, se considera un escenario idóneo para el estudio de los procesos erosivos que se desarrollan en taludes.

4.4.3. CARACTERIZACIÓN DE LOS DESMONTES ESTUDIADOS

Se han estudiado un total de cinco desmontes. En tres de ellos el factor de control es litológico: depende de sus variaciones texturales, que van de arcillosas a arenosas. En otros tres desmontes el factor de control es morfológico: depende de las variaciones en el perfil longitudinal de los desmontes; hay dos taludes rectilíneos con diferentes longitudes de talud, y un talud con perfil cóncavo. Un desmonte es compartido en ambos estudios.

4.4.3.1. COMPORTAMIENTO EROSIVO EN FUNCIÓN DE LA LITOLOGÍA

La litología sobre la que están contruidos los desmontes de la zona ejerce una influencia significativa en su respuesta erosiva. De hecho, en ausencia de vegetación, este factor condiciona de manera decisiva su micromorfología (ver apartado 3.2 sobre la caracterización de formas y procesos geomorfológicos activos en desmontes de la Cuenca de Madrid). Tal y como se observa en la figura 4.4, se han detectado diferencias en el comportamiento erosivo de los desmontes en función de su clase textural.



Figura 4.4. Micromorfologías erosivas que se desarrollan de manera más “típica” sobre cada una de las litologías detríticas que caracterizan los desmontes de la zona de estudio. A) red de regueros anchos y poco profundos en un desmonte formado por material arenoso. B) red de regueros estrechos y profundos en un desmonte formado por materiales franco-arenosos; C) estructuras de tipo *pop-com* en un desmonte formado por materiales lutíticos.

Las propiedades de los suelos de los tres desmontes estudiados en función de variaciones litológicas son las siguientes:

- a) Talud situado en la A-40 P.K. 123 (figura 4.4.A): arenas algo arcillosas de grano medio-fino (en adelante denominado como “arenoso”), de composición arcósica en disposición subhorizontal en secuencias granodecrecientes. La red de drenaje está formada por regueros subparalelos tendentes a dendríticos, anchos y poco profundos.

- b) Talud situado en la TO-22 P.K. 8+500 (figura 4.4.B): arenas arcillosas (en adelante nombrado como "franco-arenoso") constituida principalmente por arcosas feldespáticas (entre un 20 y un 55 %), de grano medio-grueso que alternan con arcillas arenosas en secuencias granodecrecientes. La red de drenaje está formada por regueros estrechos y profundos con una mayor tendencia a ser dendríticos que en el desmante anterior.
- c) Talud situado en la AP-41 P.K. 37+500 (figura 4.4.C): arcillas verdes y grisáceas muy plásticas y duras (en adelante referidas como "arcilloso"), con frecuentes intercalaciones carbonatadas blanquecinas en las que pueden aparecer nódulos de sílex. El frente de estos desmontes, con mayor verticalidad que los dos anteriores, sufre procesos de meteorización tipo *pop-corn*, produciendo caídas de pequeños fragmentos menores de 5 cm por procesos de humectación-dsecación, acumulándose en la base del desmante a modo de talud de derrubios. También presentan regueros poco profundos. Ocasionalmente aparecen morfologías del tipo de flujos de barro (*mudflow*).

4.4.3.2. COMPORTAMIENTO EROSIVO EN FUNCIÓN DE LA MORFOLOGÍA

La morfología del perfil topográfico de los desmontes también influye en su respuesta erosiva. En este sentido, aunque la práctica totalidad de los desmontes se diseñan y proyectan para ser construidos con perfiles rectilíneos, sin embargo, distintas circunstancias del desarrollo del proceso constructivo puede hacer variar, de manera no planificada, la morfología de alguno de estos perfiles. Más concretamente, en la en la autovía TO-22, se han monitorizado tres desmontes con morfologías del perfil longitudinal diferentes. Los tres desmontes monitorizados presentan la misma litología (arcosas) y orientación (SE), por lo que lo único que les diferencia respecto al comportamiento erosivo de cada uno es la morfología del perfil longitudinal. La morfología de los perfiles longitudinales de los tres desmontes estudiados es la siguiente (figura 4.5):

- a) Talud situado en la TO-22 rotonda (figura 4.5A): rectilíneo de gran longitud.
- b) Talud situado en la TO-22 P.K. 8 (figura 4.5B): rectilíneo.
- c) Talud situado en la TO-22 P.K. 7 (figura 4.5C): cóncavo.

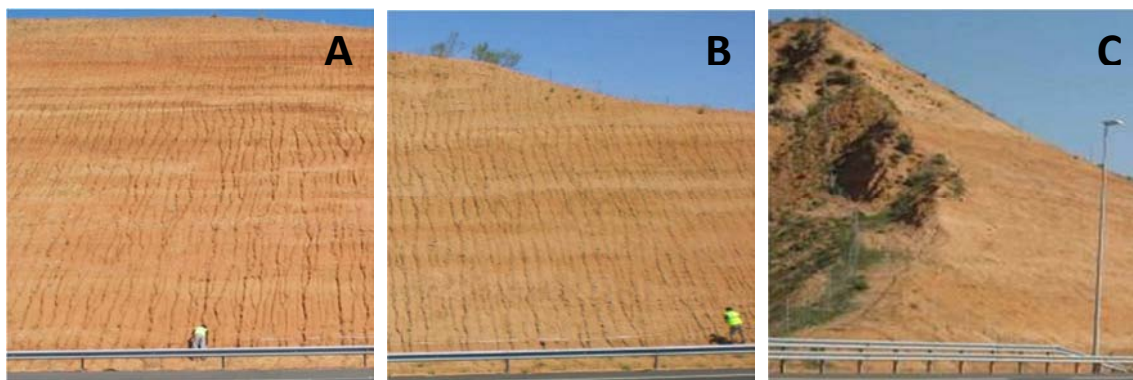


Figura 4.5. Desmontes estudiados en función de las variaciones morfológicas del perfil longitudinal. A) talud rectilíneo de gran longitud. B) talud rectilíneo. C) talud cóncavo.

4.4.3.3. CARACTERIZACIÓN TOPOGRÁFICA A PARTIR DE LOS DATOS OBTENIDOS CON EL TLS

Se escanearon cinco taludes desde distancias aproximadas a los 100 m (figura 4.6). Los cinco taludes estudiados se escanearon con una resolución de 2 mm (figura 4.6). Se eligió esta resolución porque es suficientemente detallada como para crear MDE de las redes de drenaje desarrolladas en los desmontes. La cantidad de puntos escaneados en cada desmonte se presenta en la tabla 4.1.

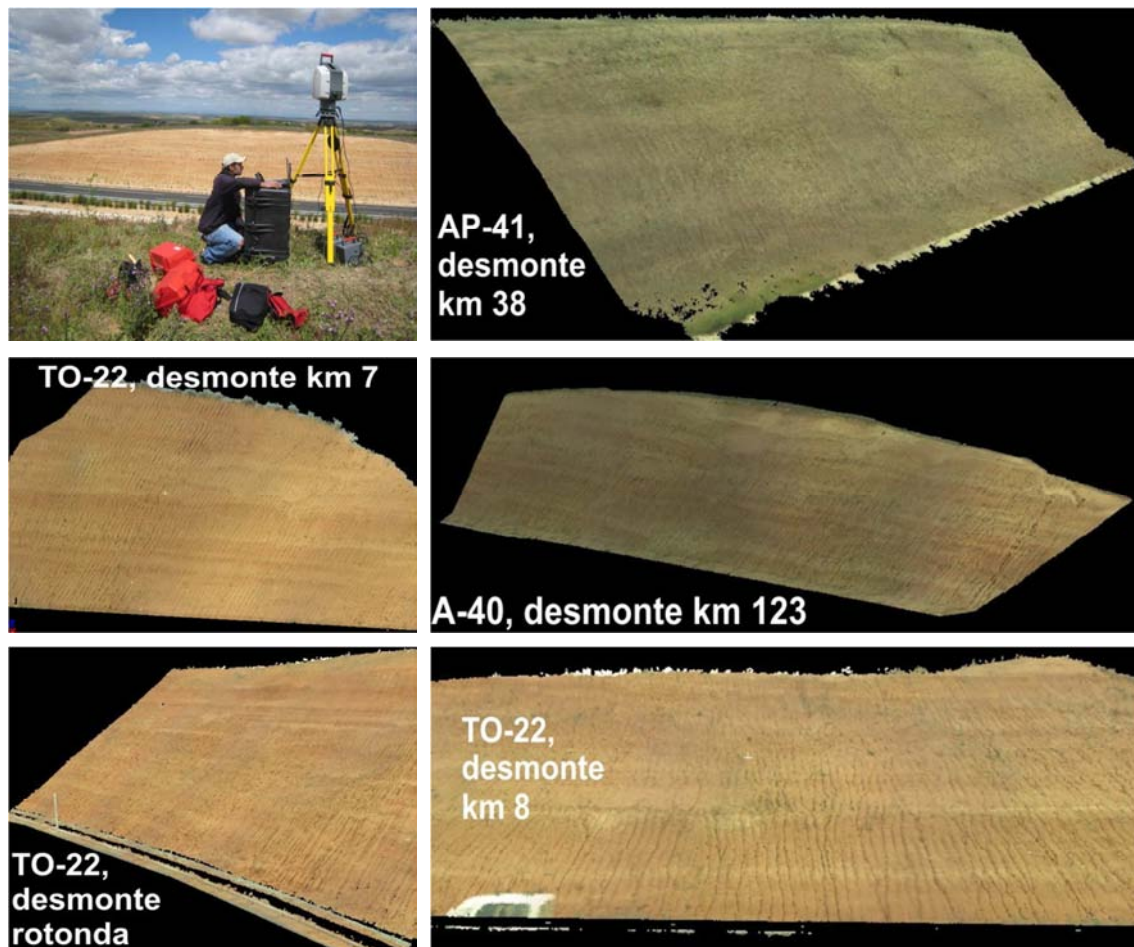


Figura 4.6. Arriba a la izquierda: momento del escaneo del desmonte TO-22 km 8. Las cinco imágenes restantes corresponden a las nubes de puntos obtenidas para los cinco desmontes monitorizados con resolución de 2 mm.

De las nubes de puntos de cada desmonte se seleccionó una sección de 10 m de ancho. Tal y como se describe en el apartado 3.3.1, a partir de las nubes de puntos seleccionadas se obtuvieron los MDE de cada desmonte (figura 4.7). Estos MDE sirvieron para obtener las características topográficas de cada desmonte (figura 4.7), (tabla 4.1).

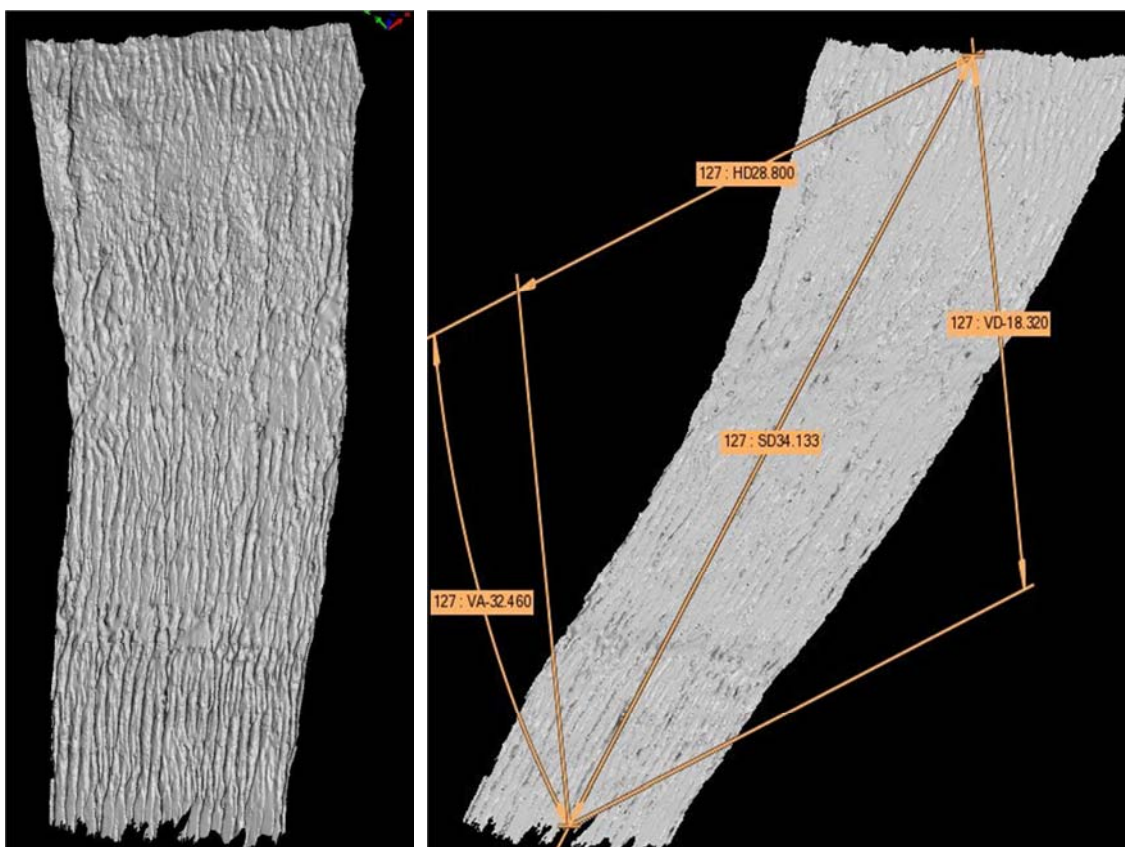


Figura 4.7. Izquierda. Ejemplo de un Modelo Digital de Elevación (MDE) de una sección de 10 m de ancho; este modelo, en concreto, corresponde con el desmonte cóncavo situado en la TO-22 km 7. Derecha. Ejemplo de algunas de las medidas topográficas realizadas en ese mismo desmonte.

Tabla 4.1. Características físicas de los cinco desmontes estudiados y resumen de los datos registrados con el TLS en cada caso.

Desmonte	TO-22 (km 7)	A-40 (km 123)	TO-22 (rotonda)	AP-41 (km 38)	TO-22 (km 8)
Litología	Arcosas	Arenas	Arcosas	Arcillas	Arcosas
Morfología del perfil	Rectilíneo	Rectilíneo	Rectilíneo	Rectilíneo	Cóncavo
Tipo de erosión	Red de regueros (<i>rills</i>)	Red de regueros (<i>rills</i>)	Red de regueros (<i>rills</i>)	Regueros (<i>rills</i>) y estructuras <i>pop-corn</i>	Red de regueros (<i>rills</i>)
Nube de puntos (nº)	287.53·10 ⁶	34.81·10 ⁶	711.89·10 ⁶	22.76·10 ⁶	766.24·10 ⁶
Resolución (mm)	2	2	2	2	2
Longitud máx. (m)	33.62	17.59	46.42	22.93	34.39
Pendiente media (%)	61.30	66.60	67.80	75.50	66.20
Pendiente media (º)	33.40	33.70	34.10	37.00	31.20
Desnivel máx. (m)	19.44	9.66	25.56	12.51	19.48
Superficie (m ²)	2579.66	887.12	5070.65	1530.83	1980.68

4.4.4. RECONSTRUCCIÓN DE LA SUPERFICIE ORIGINAL DE LOS DESMONTES Y ANÁLISIS DE LAS REDES DE DRENAJE (SOFTWARE POLYWORKS)

4.4.4.1. RECONSTRUCCIÓN DE LA SUPERFICIE ORIGINAL DE LOS DESMONTES

Para estimar el volumen de sustrato que ha sido erosionado de los desmontes desde su construcción, y de otros parámetros asociados, se requiere de dos superficies: la primera es el MDE creado a partir de las nubes de puntos escaneadas, que representa la topografía actual; la segunda representa la superficie original del talud en el momento de su construcción. Dado que no existían los datos originales de esa superficie, se procedió a la recreación de una superficie hipotética, que representara lo más fielmente posible la superficie original. De acuerdo con la información obtenida del proceso de su construcción, éstos tenían un acabado liso. Para reconstruirla, se creó una superficie de interpolación, generada y ajustada a partir de los puntos de cota relativa más elevada que se encuentran en toda la superficie del talud, situados en las zonas de *interill*, siendo el mejor ajuste estimado aquél en el que tan sólo entre el 0.8-1.5% de los puntos del MDE quedan por encima de dicha superficie. En todos los casos se reconstruyó una superficie original que abarcó todo el desmonte. También se reconstruyeron superficies de 0.5 m de ancho separadas a distancias regulares, de entre 4 y 8 metros, dependiendo del tamaño del perfil longitudinal de cada desmonte (figura 4.8).

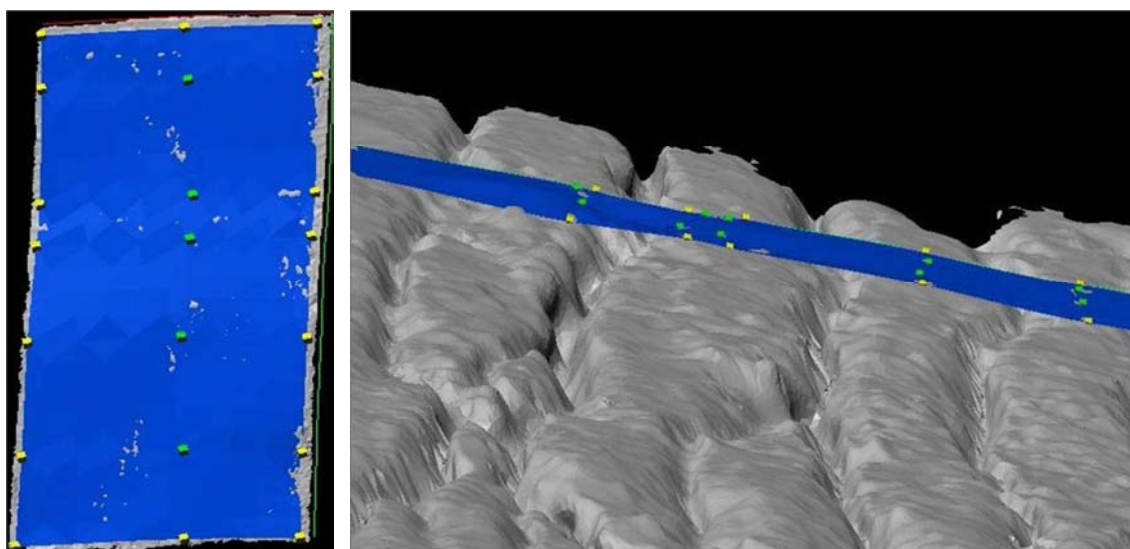


Figura 4.8. La representación tridimensional de tonos grises de la imagen de la derecha constituye un MDE “real” de uno de los desmontes. La franja azul muestra la reconstrucción de la superficie original del desmonte, generada y ajustada a partir de las zonas más elevadas de los interfluvios. La representación de una franja de esta superficie permite visualizar en una misma imagen la topografía real del desmonte y la de la superficie original, que se muestra en su conjunto en la imagen de la izquierda.

4.4.4.2. CARTOGRAFÍA DE LAS REDES DE DRENAJE DE LOS DESMONTES

Los MDE "reales" de alta precisión y resolución de los desmontes permitieron realizar una cartografía muy detallada de las redes de drenaje presentes en la superficie de los desmontes (figura 4.9), a partir de las cuales se estimaron parámetros como la longitud total de drenaje, o la densidad de la red de drenaje, entre otros. Para ello, se procedió a digitalizar las líneas que se adaptan a la topografía del fondo de los regueros en los MDE. La densidad de drenaje (Dd) de cada desmonte se estimó en función de la distancia recorrida (Dr) por los regueros adaptándose a la topografía, y de la superficie que engloba a esos regueros (Sr), como se muestra en la siguiente ecuación:

$$Dd = Dr / Sr$$

Dado que los MDE obtenidos con el *software Polyworks* constituyen modelos 3D reales, la cartografía de las redes de drenaje consiste en una auténtica representación espacial 3D, en la que cada punto del trazado de la red está definido por unos valores de XYZ. Este tipo de cartografía tridimensional de la red de drenaje constituye una auténtica aportación de este capítulo de esta tesis, puesto que normalmente sólo es posible realizar una cartografía planimétrica de los regueros, y no en 3D real.

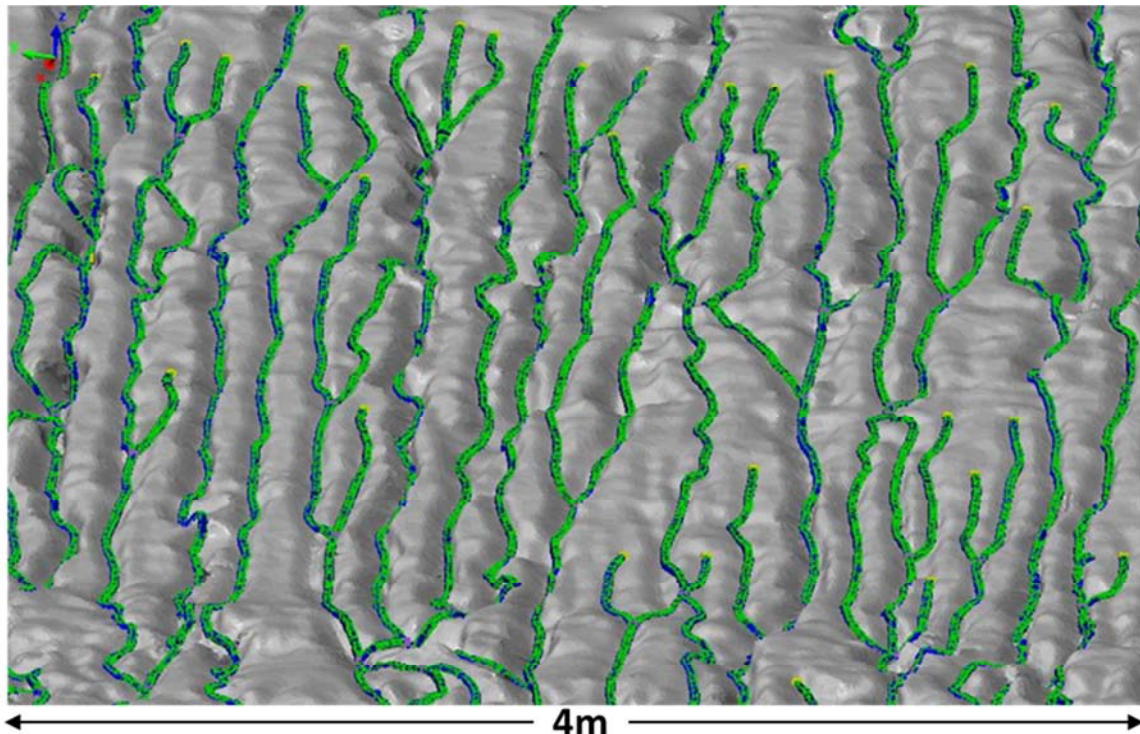


Figura 4.9. Imagen de detalle de la cartografía 3D de la red de drenaje realizada en el desmonte de la A-40.

4.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.5.1. ESTIMACIÓN DEL VOLUMEN DE SUELO PERDIDO POR EROSIÓN HÍDRICA

El suelo perdido por erosión hídrica se estimó a partir de las diferencias de volúmenes entre los MDE de alta resolución de los desmontes escaneados cuatro años después desde su construcción, con los MDE de las superficies de los desmontes recién construidos, creados según el procedimiento explicado en el apartado 4.4.4.1.

Estas estimaciones se hicieron tanto en la superficie total del desmonte, para poder compararlos en función de las características físicas de los desmontes, como en diferentes secciones a lo largo de un mismo desmonte, para poder caracterizar la evolución de las pedidas de suelo a lo largo de la máxima pendiente (figura 4.10).

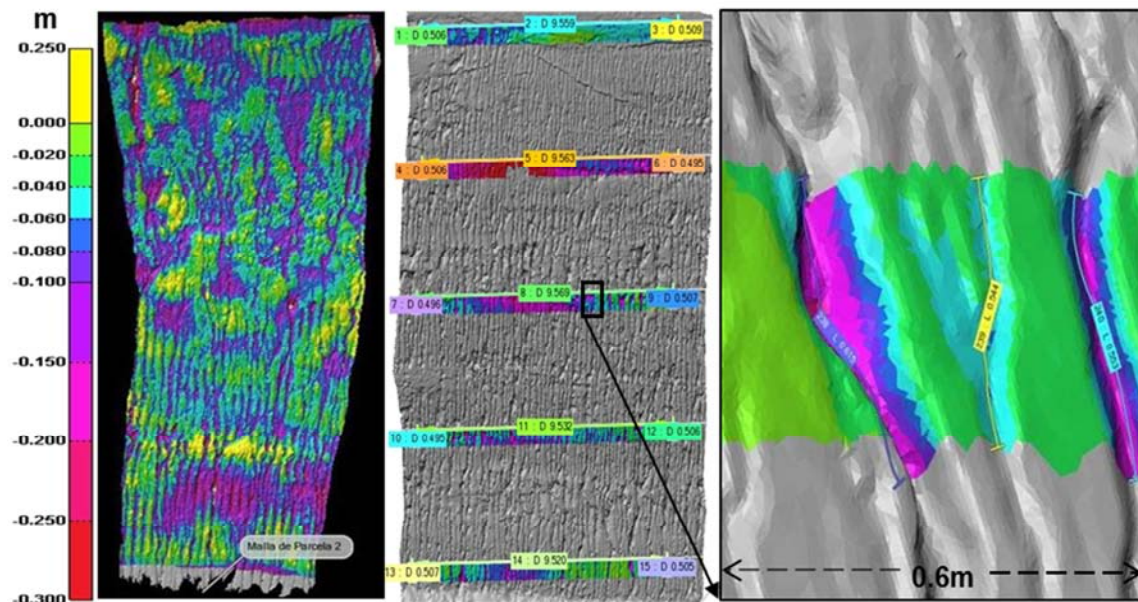


Figura 4.10. Representación gráfica de los valores de rebajamiento (en metros) por erosión hídrica entre la superficie topográfica original y la escaneada. La imagen de la izquierda muestra las pérdidas de suelo para todo el desmonte cóncavo (TO-22, km 8). La imagen del centro muestra las pérdidas de suelo en diferentes secciones realizadas perpendicularmente a la máxima pendiente del desmonte arenoso (A-40), mostrándose un detalle de ésta (en perspectiva oblicua) en la imagen de la derecha.

1. Pérdidas de suelo en las superficies completas de los desmontes

Los resultados de pérdida de suelo total para cada desmonte se presentan a continuación según los dos factores analizados: el factor morfológico y el factor litológico.

a) *Factor morfológico*

El desmonte con perfil rectilíneo "largo" tiene la mayor tasa de erosión y producción de sedimentos por metro lineal. Sin embargo el cóncavo, con una longitud similar al talud con perfil longitudinal rectilíneo "corto" (tabla 4.1), es el que presenta la menor tasa de erosión y producción de sedimentos por metro lineal (tabla 4.2 y figura 4.11). Así pues, el talud cóncavo tiene una tasa de erosión un 8.33% menor que el talud rectilíneo corto, y un 16.22% menor que el rectilíneo largo.

Las tasas de erosión anuales son superiores a $250 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ para los tres desmontes (tabla 4.2 y figura 4.11). Estos valores son un orden de magnitud superior al máximo tolerable por la USDA (1982), de $11.2 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, y dos órdenes de magnitud superiores a lo que se ha considerado como tasa máxima de erosión admisible para el desarrollo "correcto" de un suelo en taludes construidos en áreas de clima Mediterráneo, de $1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ (ver apartado 2.4.2, sobre tasa de erosión admisible para taludes). Además, de mantenerse estas altas tasas de erosión durante un periodo de tiempo prolongado se puede llegar a comprometer la estabilidad de los desmontes.

Tabla 4.2. Pérdidas de suelo estimadas para el factor morfológico

Pérdida de suelo	TO-22 rotonda (rectilíneo largo)	TO-22 km 7 (rectilíneo)	TO-22 km 8 (cóncavo)
$\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$	1215.86	1111.05	1018.55
$\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$	303.96	277.76	254.64
$\text{kg}\cdot\text{m}\cdot\text{lineal}^{-1}$	4855.92	3641.37	3248.69
$\text{kg}\cdot\text{m}\cdot\text{lineal}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$	1213.98	910.34	812.17

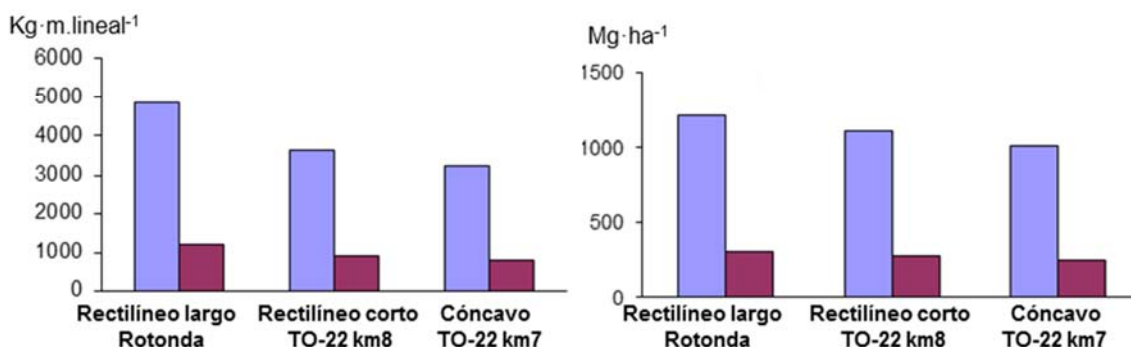


Figura 4.11. Diagramas de barras que representan la tasa de erosión ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) y el material recogido por metro lineal ($\text{kg}\cdot\text{m}\cdot\text{lineal}^{-1}$) estimados en tres desmontes que se diferencian por el factor morfológico. Las barras azules representan el suelo total erosionado desde la construcción de los desmontes hasta la toma de datos (4 años), mientras que en las barras granates se representa la pérdida de suelo anual media.

La producción de sedimentos por metro lineal y año para los tres desmontes oscila entre 812-1214 kg (tabla 4.2 y figura 4.11). La recogida de estos sedimentos al pie de los taludes resulta un gasto considerable para la empresa encargada del mantenimiento (Luis Barceló Vidal, comunicación personal). Además, parte de estos sedimentos salen fuera de la infraestructura, como se puede observar en la figura 4.3 del apartado 4.4.2, produciendo daños medioambientales y económicos al entorno.

Que en estos desmontes las tasas de erosión sean tan altas, puede deberse a que su morfología no es la más apropiada para favorecer su restauración y el control de la erosión. En contra de la morfología de estos desmontes, los paisajes naturales suelen tener un perfil característico formado por una morfología convexa en la parte superior de la ladera, y una morfología cóncava en la parte inferior (Kirkby, 1971). En estudios realizados en taludes de áreas mineras, tales como los de Haigh (1985), mostraron que las laderas con perfiles rectilíneos generalmente tienden a evolucionar hacia formas sigmoideas. Además, los estudios de geomorfología clásicos han demostrado que existe una menor exportación de sedimentos en las laderas cóncavas en comparación con otras formas (Meyer & Kramer, 1969). Los experimentos de laboratorio también obtuvieron una relación entre la erosión y la forma de la ladera (D'Souza & Morgan 1976). Estas morfologías sigmoideas o cóncavas, comunes en la naturaleza, contrastan con los perfiles rectilíneos que caracterizan los desmontes y terraplenes (figura 4.12).

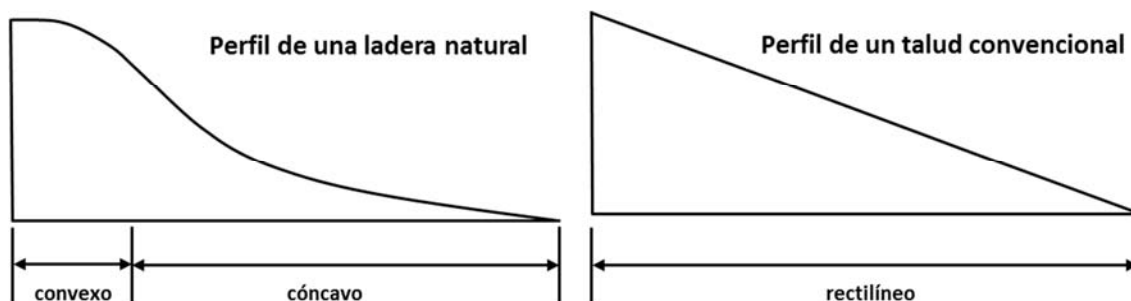


Figura 4.12. Perfiles longitudinales idealizados de una ladera natural (izquierda) y de un talud "convencional" (a la derecha). Modificado de Hancock *et al.* (2003).

Todo ello indica que la naturaleza puede proporcionar analogías para la construcción de taludes de infraestructuras lineales. Los diseños de estos taludes pueden estar dirigidos a obtener un perfil estable en términos hidrológicos y geomorfológicos, contruidos en función de las morfologías naturales del área circundante. En cambio, las laderas rectilíneas son las más utilizadas en la construcción de taludes, debido a que requieren un diseño y unas operaciones de construcción sencillas (Ayres *et al.*, 2006). Pero un mayor gasto y esfuerzo en la construcción de un perfil cóncavo se justificaría en términos de reducción de la erosión y mejora de la estabilidad superficial a corto plazo, y de la estabilidad de la estructura a largo plazo. Esto es debido a que a medida que se desciende por el perfil longitudinal y va aumentando la cuenca hidrológica, la pendiente va disminuyendo, de

manera que se reduce la energía de la escorrentía y su potencial erosivo (Toy & Foster, 1998; Toy *et al.*, 2002; Hancock *et al.*, 2003). Así pues, la reducción de la erosión y las mejoras de la estabilidad de los taludes cóncavos reducirían los costes de mantenimiento, aumentarían la seguridad de la infraestructura y reducirían el impacto ambiental en el entorno. La mayor estabilidad de las pendientes cóncavas en comparación con las rectilíneas ha sido revelada por Hancock *et al.* (2003) y Priyashanta *et al.* (2009) aplicando el modelo SIBERIA. Como ejemplo, en el estudio realizado por Hancock *et al.* (2003), en laderas con longitudes de en torno a 100 m y pendientes de 35° y 45°, se redujo la tasa de erosión en un 50% en las de perfil longitudinal cóncavo respecto a las de perfil longitudinal rectilíneo. Los resultados obtenidos sobre la comparación de las tasas de erosión del talud cóncavo con los taludes rectilíneos, aunque con menores diferencias entre sus tasas, concuerdan con los datos del estudio de Hancock *et al.* (2003). Estas menores diferencias entre las tasas de los desmontes estudiados pueden deberse a que la concavidad del desmonte cóncavo era muy poco acentuada, algo que era de esperar, ya que la morfología del perfil longitudinal de este desmonte no fue intencionada.

b) Factor litológico

Como puede observarse en la tabla 4.3 y en la figura 4.13, el desmonte con textura arenosa es el que presenta una tasa de erosión mayor, y el de textura franco-arenosa es el que presenta una tasa menor. En cambio, el desmonte franco-arenoso es el que tiene la mayor producción de sedimentos por metro lineal y el arenoso la menor (tabla 4.3 y figura 4.13). Esto se explica porque a pesar de que el desmonte franco-arenoso tiene la menor tasa de erosión, la mayor longitud de su frente hace que presente una superficie de drenaje mucho mayor, de manera que es el talud donde se recogen más sedimentos por metro lineal.

A pesar de que existen diferencias entre las tasas de erosión anuales obtenidas en los desmontes, todas ellas son superiores a 278 Mg·ha⁻¹·año⁻¹ (tabla 4.3 y figura 4.13), y al igual que en los desmontes analizados según el factor morfológico, son valores incompatibles con un correcto desarrollo del perfil edáfico del suelo y de la vegetación.

La producción de sedimentos por metro lineal y año para los tres desmontes oscila entre 593-910 kg (tabla 4.3 y figura 4.13). Aunque algo inferiores, son valores del mismo orden de magnitud que los obtenidos para el factor morfológico, por lo que al igual que en esos desmontes, estas producciones de sedimentos generan una gran inestabilidad superficial que desencadena problemas económicos y ambientales dentro y fuera de la infraestructura.

Tabla 4.3. Pérdidas de suelo de los desmontes en función del factor litológico.

	TO-22 km.8 (franco-arenoso)	Ap-41 (arcilloso)	A-40 (arenoso)
Pérdida de suelo			

Mg·ha ⁻¹	1111.05	1208.42	1284.68
Mg·ha ⁻¹ ·año ⁻¹	277.76	302.10	321.17
kg·m.lineal ⁻¹	3641.37	2719.30	2371.79
kg·m.lineal ⁻¹ ·año ⁻¹	910.34	679.83	592.95

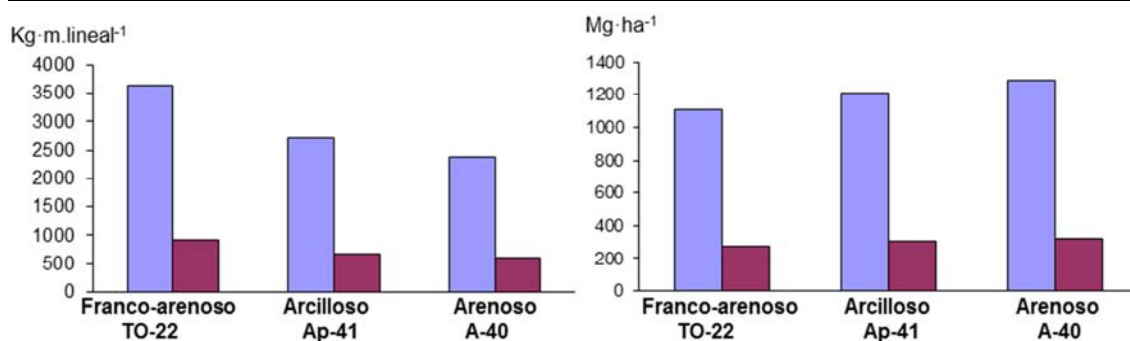


Figura 4.13. Diagramas de barras que representan la tasa de erosión (Mg·ha⁻¹) y el material recogido por metro lineal (kg·m.lineal⁻¹) estimados en tres desmontes que se diferencian por el factor litológico. Las barras azules representan el suelo total erosionado desde la construcción de los desmontes hasta la toma de datos (4 años), mientras que en las barras granates se representa la pérdida de suelo anual media.

La textura juega un rol fundamental en la susceptibilidad del suelo a ser erosionado (Itéfa, 2011). La textura del suelo puede ser expresada en porcentajes de arena, limo y arcilla. Así pues, existen diferentes formas de estimar la erosionabilidad del suelo mediante índices basados en la distribución de partículas del suelo (Middleton, 1930), la distribución de arcillas (Buoyoucos 1935; Kumar *et al.*, 1995) o la distribución de arcillas y limos (Lugo-López, 1969). En cambio, según Bitelli *et al.* (1999), la predicción de la erosionabilidad a partir de la textura del suelo requiere una caracterización muy precisa de la distribución de partículas del suelo. Según los estudios de Bitelli *et al.* (1999) los límites que determinan la erosionabilidad del suelo se encuentran entre 0.51 y 85.3 μ m (parte de las fracciones de arcilla y limo).

Sin embargo, para López-Jimeno (1999), a partir de datos obtenidos del MOPU (1990), la erosionabilidad de los suelos depende de su textura tal y como se muestra en la figura 4.14.

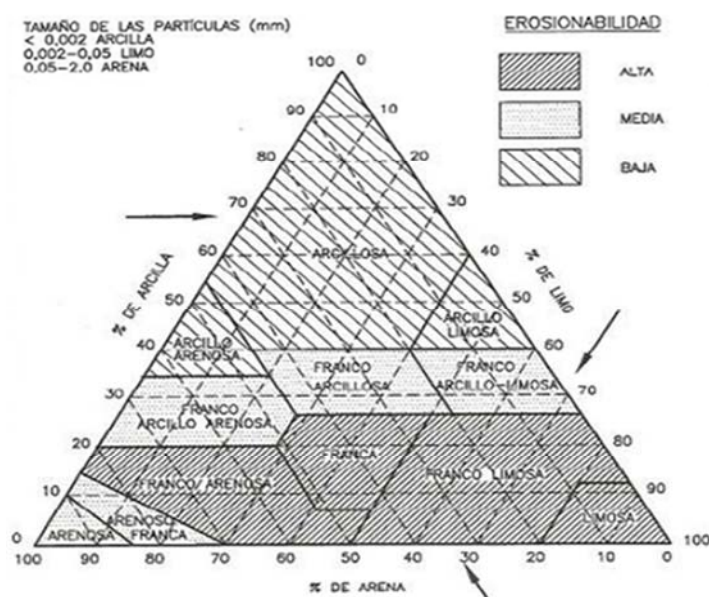


Figura 4.14. Diagrama triangular que representa la erosionabilidad de los suelos en función de su textura. Obtenido de López-Jimeno (1999), a partir de datos del MOPU (1990)

Según López-Jimeno (1999), los suelos franco-arenosos tienen erosionabilidad alta, los suelos arenosos media y los suelos arcillosos baja (figura 4.14). Estos grados de erosionabilidad no concuerdan con las tasas de erosión obtenidas en función de la textura en estos escenarios de la siguiente manera: el desmonte franco-arenoso ha obtenido la menor tasa de erosión, mientras que según López-Jimeno (1999) debería ser al contrario; el desmonte arenoso ha obtenido la mayor tasa de erosión, mientras que según López-Jimeno (1999) debería obtener una tasa de erosión intermedia entre el franco-arenoso y el arcilloso; el desmonte arcilloso ha obtenido una tasa de erosión intermedia, mientras que según López-Jimeno (1999) debería obtener la tasa de erosión más baja de los tres.

Por otro lado, en los estudios realizados por Itéfa (2011), se obtuvo que los suelos arenosos son los menos susceptibles a ser erosionados, ya que presentan los coeficientes de escorrentía más bajos. Los suelos arcillosos presentan una susceptibilidad a la erosionabilidad similar a los arenosos, debido a que sus agregados están fuertemente unidos. Así pues, según este estudio la erosionabilidad del suelo es inversamente proporcional a los porcentajes de arena y arcilla. En cambio, la presencia del limo de mayor tamaño incrementa la erosionabilidad. Estos datos no concuerdan con los obtenidos en el diagrama triangular de la figura 4.14 ni con los obtenidos en los tres desmontes estudiados.

La no coincidencia entre los datos obtenidos y los de López-Jimeno (1999) e Itéfa (2011) puede ser debida a que la textura del suelo no es el único factor del que depende la erosionabilidad del suelo. La erosionabilidad del suelo no depende de una propiedad única, sino que sería más adecuado considerarla como la suma de respuestas muy complejas, fuertemente influenciadas por las propiedades intrínsecas del suelo y por las variables extrínsecas macroambientales (Bryan, 2000). Así pues, la erosionabilidad del suelo varía en

función de la textura, de la estabilidad de los agregados, de la capacidad de infiltración, de la resistencia al corte, del contenido de materia orgánica y de la composición química (Atawoo & Heerasing, 1997).

El método más usado para determinar la erosionabilidad del suelo fue realizado por Wischmeier & Smith (1978), (figura 4.15).

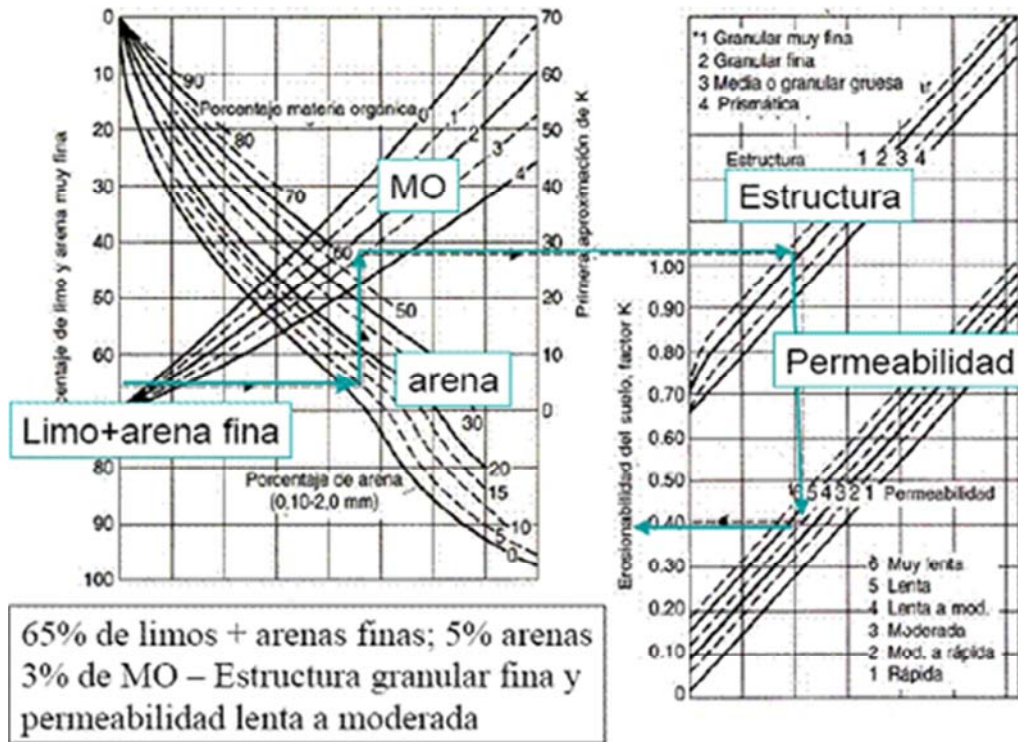


Figura 4.15. Nomograma de Wischmeier & Smith (1978), con un ejemplo de cómo se calcula la erosionabilidad de un suelo, representado con flechas azules.

Sin embargo, las erosionabilidades obtenidas a partir de este nomograma suelen ser inferiores a los valores reales de erosión, ya que es considerado por algunos autores como una manera de estimar la erosionabilidad simple y obsoleta (Bryan, 2000; Itéfa, 2011). Este nomograma se desarrolló a partir de los datos de 20 años de monitorización de parcelas de 22.1 m de longitud, 1.83 m de anchura y pendientes del 9%. Estas dimensiones son insuficientes para que se desarrollen las redes de regueros dendríticos que aparecen en algunos de los desmontes estudiados, por lo que no son representativas de todos los procesos de erosión que tienen lugar en estos desmontes.

Por tanto, existen lagunas en la comprensión sobre la erosionabilidad de los suelos naturales (Bryan, 2000). Sería necesaria la realización de estudios que estimen las tasas de erosión reales de los desmontes, junto con la monitorización de sus propiedades físicas. A partir de estos datos se podrían obtener modelos de erosión que se ajusten de forma más precisa a la realidad de los procesos erosivos que se desarrollan en los taludes.

2. Evolución de las pérdidas de suelo a partir de las secciones de los desmontes

La resistencia a las fuerzas erosivas se determina principalmente por las propiedades del suelo que son decisivas en la determinación de los patrones espaciales y temporales del transporte de sedimentos en las laderas, lo que afecta no sólo a la evolución de la ladera, sino también a los patrones de sedimentación y erosión locales en todas las escalas (Bryan, 2000).

Tanto en función del factor morfológico como del litológico, de los datos de pérdida de suelo de las secciones no se han obtenido tendencias que puedan ser explicadas con los datos monitorizados. No obstante, se ha detectado una gran variabilidad en la respuesta erosiva de los desmontes a lo largo de su perfil longitudinal (figura 4.16, tabla 4.4 y tabla I.1 del anexo I). A pesar de esta gran variabilidad en la respuesta erosiva de los desmontes, las tasas de erosión obtenidas para las secciones monitorizadas han estado siempre por encima de los $123 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ ($492 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) (tabla 4.4), valores incompatibles con un correcto desarrollo del perfil edáfico del suelo y de la vegetación.

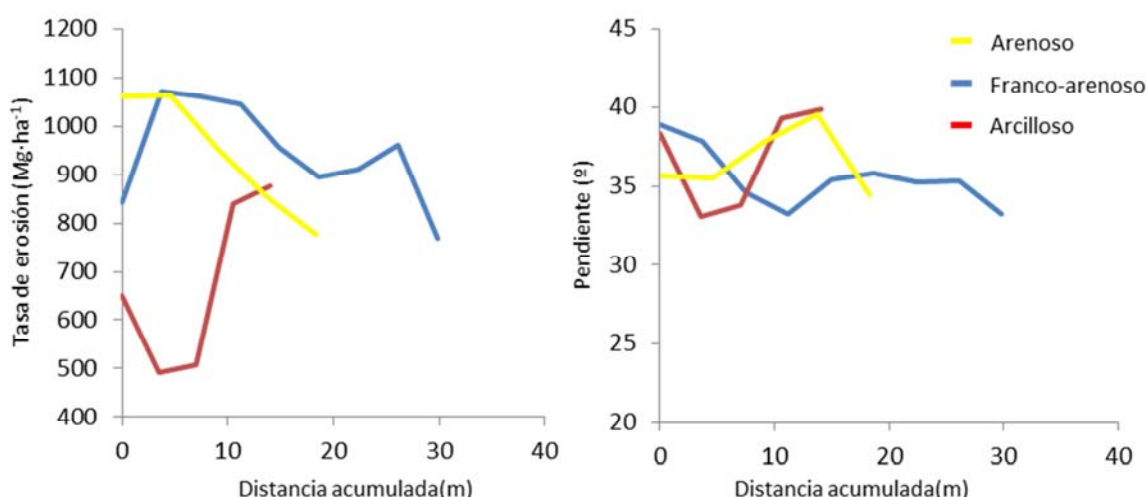


Figura 4.16. Graficas que representan la evolución de la tasa de erosión (izquierda) y de la pendiente (derecha) a lo largo de la máxima pendiente de los tres desmontes estudiados en función del factor litológico.

Tabla 4.4. Tasas de erosión obtenidas para todas las secciones (S1-Sn) de los desmontes monitorizados.

Talud franco arenoso rectilíneo corto									Talud franco arenoso cóncavo					
Tasa de erosión (Mg·ha ⁻¹)									Tasa de erosión (Mg·ha ⁻¹)					
S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S1	S2	S3	S4	S5	S6
842	1070	1061	1045	955	894	909	960	767	691	977	1046	1053	1121	1109
Talud franco arenoso rectilíneo largo					Talud arenoso					Talud arcilloso				
Tasa de erosión (Mg·ha ⁻¹)					Tasa de erosión (Mg·ha ⁻¹)					Tasa de erosión (Mg·ha ⁻¹)				
S1	S2	S3	S4	S5	S1	S2	S3	S4	S5	S1	S2	S3	S4	S5
877	921	907	939	859	1060	1062	949	852	777	648	492	507	840	876

De la correlación entre las pérdidas de suelo de las secciones con sus pendientes se ha obtenido un $R=0.01$, con $p<0.05$, lo que indica que no hay correlación estadísticamente significativa entre estos dos factores. Esta variabilidad entre las pérdidas de suelo de las secciones se ha interpretado como la respuesta heterogénea de un conjunto de factores no monitorizados. Mientras que se han monitorizado las variaciones litológicas (arenosa, arcillosa y franco-arenosa), y las variaciones morfológicas (rectilínea larga y corta, o cóncava), la escala elegida para monitorizarlas puede que no haya sido la más apropiada para el estudio de la evolución erosiva a lo largo de los desmontes. Por ejemplo, aunque la textura del conjunto del talud de la A-40 se le considere arenosa, a una escala más pequeña, está formado por varias secuencias estratigráficas granodecrecientes. En estas secuencias estratigráficas aparecen una gran variedad de estructuras que pueden ser más o menos favorables para el control de los procesos erosivos, como son la presencia o no de niveles más arcillosos con otros más arenosos, o niveles impermeables con otros permeables. Estas variaciones pueden tener una gran influencia en la evolución de los procesos de erosión a lo largo del perfil longitudinal de estos desmontes. Así pues, para el entendimiento de la evolución de los procesos erosivos que se desarrollan en estos desmontes sería necesario un estudio mucho más minucioso de las variaciones estratigráficas y microtopográficas que se producen a lo largo del desmonte.

4.5.2. ANÁLISIS DE LAS CARTOGRAFÍAS DE LAS REDES DE DRENAJE

Al igual que para la estimación de suelo perdido, los análisis de las redes de drenaje se hicieron tanto en la superficie total del talud, para poder compararlos en función de las características físicas de los desmontes, como en diferentes secciones a lo largo de un mismo desmorte, para poder caracterizar la evolución de los procesos erosivos a lo largo de la máxima pendiente (figura 4.17).

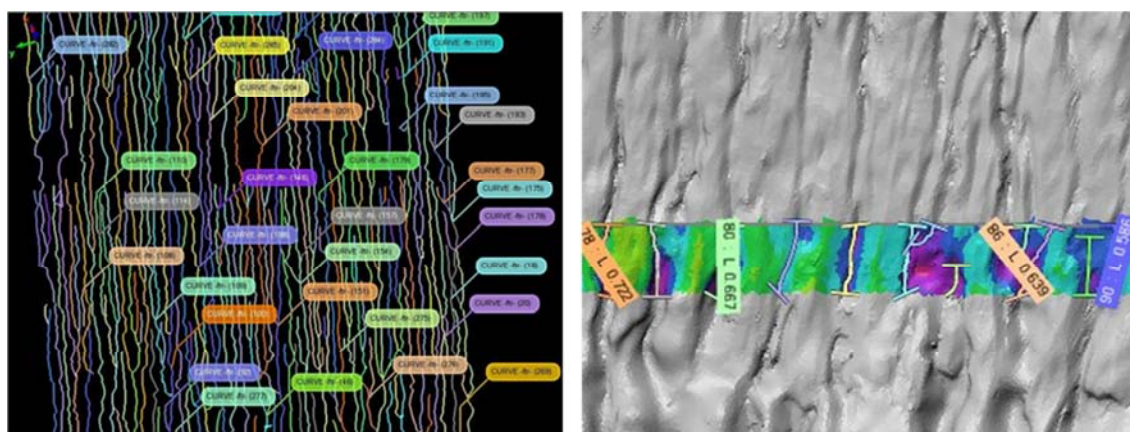


Figura 4.17. Representación gráfica de las cartografías de drenaje realizadas en el desmorte arenoso de la A-40. La imagen de la izquierda muestra un detalle de la cartografía de drenaje en el conjunto del desmorte. La imagen de la derecha muestra un detalle de la cartografía de drenaje en una sección realizada perpendicularmente a la máxima pendiente del desmorte.

1. Análisis de las redes de drenaje en las superficies completas de los desmontes

Los análisis de las redes de drenaje de cada desmorte se presentan a continuación según los dos factores analizados: el factor morfológico y el factor litológico.

a) *Factor morfológico*

Se han encontrado diferencias en las densidades de drenaje de los desmontes en función del factor morfológico. La menor densidad de drenaje, de $1.95 \text{ m}\cdot\text{m}^{-2}$, corresponde con el desmorte cóncavo (tabla 4.5). Este desmorte tiene una densidad de drenaje un 23% menor que la del desmorte rectilíneo "largo", de $2.53 \text{ m}\cdot\text{m}^{-2}$, y un 28% menor que la del desmorte rectilíneo "corto", de $2.71 \text{ m}\cdot\text{m}^{-2}$ (tabla 4.5).

Tabla 4.5. Densidades de drenaje medias estimadas de los desmontes en función del factor morfológico.

Densidad de drenaje	TO-22 rotonda (rectilíneo largo)	TO-22 Km 7 (rectilíneo)	TO-22 Km 8 (cóncavo)
$\text{m}\cdot\text{m}^{-2}$	2.53	2.71	1.95

b) Factor litológico

Las densidades de drenaje también son distintas en función del factor litológico. Así, el desmonte con textura arenosa es el que presenta la densidad de drenaje más densa, de $4.99 \text{ m}\cdot\text{m}^{-2}$ (tabla 4.6 y figura 4.18). El desmonte de textura arcillosa es el que presenta la densidad de drenaje menos densa, de $1.44 \text{ m}\cdot\text{m}^{-2}$ (tabla 4.6 y figura 4.18), que es un 71% menor que la del desmonte arenoso. Con una densidad de drenaje intermedia queda el desmonte de textura franco-arenosa, de $2.71 \text{ m}\cdot\text{m}^{-2}$ (tabla 4.6 y figura 4.18), que es un 46% menor que la del desmonte arenoso. En la figura 4.18 el desmonte arcilloso aparece con una red de drenaje más densa que la del franco-arenoso, en cambio se acaba de decir lo contrario. Esto es debido a que la imagen del desmonte arcilloso es representativa de tan sólo el 60% del desmonte, mientras que el 40% restante no tiene regueros. Por otro lado, en todo el desmonte arcilloso se produce erosión por estructuras tipo *popcorn*, lo que propicia que a pesar de que este desmonte tenga una densidad de drenaje menor que la del desmonte franco-arenoso, presente mayor pérdida de suelo que este último.

Tabla 4.6. Densidades de drenaje medias estimadas de los desmontes en función del factor litológico.

Densidad de drenaje	TO-22 km.8 (franco-arenoso)	Ap-41 (arcilloso)	A-40 (arenoso)
$\text{m}\cdot\text{m}^{-2}$	2.71	1.44	4.99

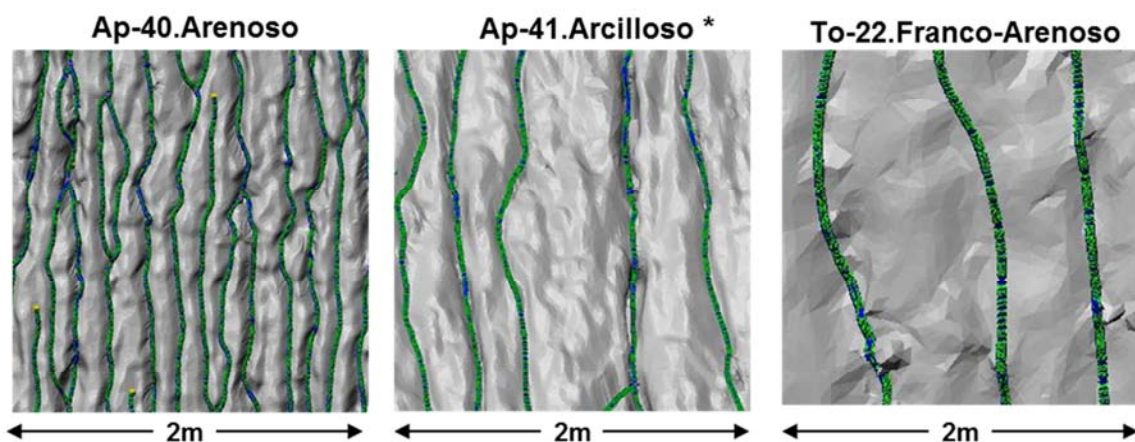


Figura 4.18. Comparación de las diferentes densidades de drenaje en función del factor litológico. * Imagen representativa del 60% del desmonte. En el 40% restante no hay regueros, por lo que en conjunto el desmonte tiene una densidad de drenaje menor que el franco-arenoso, a pesar de que en las imágenes se observe lo contrario.

2. Evolución de las redes de drenaje a partir de las secciones de los desmontes

Del análisis de las redes de drenaje de las secciones no se han obtenido resultados concluyentes. Al igual que con la evolución de las tasas de erosión, se ha manifestado una gran variabilidad en la respuesta erosiva de los desmontes a lo largo de su perfil longitudinal (figura 4.19 y tabla I.1 del anexo I), sin que se haya detectado ninguna

correlación estadísticamente significativa entre las densidades de drenaje y las pendientes de las secciones monitorizadas ($R=0.11$, $p<0.05$). Las reflexiones realizadas para la evolución de las tasas de erosión en los desmontes estudiados son extrapolables a la evolución de las redes de drenaje.

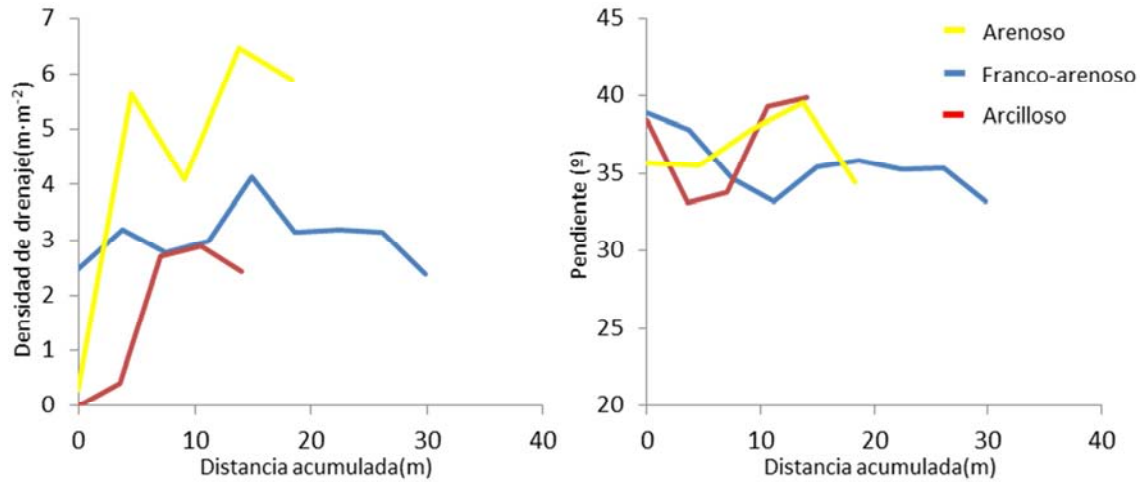


Figura 4.19. Gráficas que representan la evolución de la densidad de drenaje (izquierda) y de la pendiente (derecha) a lo largo de la máxima pendiente de los tres desmontes estudiados en función del factor litológico.

4.6. CONCLUSIONES

A modo de conclusiones generales se puede ultimar lo siguiente:

1. Se ha desarrollado una metodología para caracterizar y estimar las densidades de drenajes y las tasas de erosión en desmontes de infraestructuras lineales a partir de MDE de alta resolución con datos obtenidos con el TLS.
2. Las tasas de erosión obtenidas para los desmontes estudiados son muy elevadas, y superan siempre las $250 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. Estos valores son un orden de magnitud superior al máximo tolerable por la USDA (1982), situado en $11.2 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, y dos órdenes de magnitud superiores a las tasas de erosión que permiten un "correcto" desarrollo edáfico en taludes de infraestructuras lineales de reciente construcción, que es $1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, estimado a partir de la revisión bibliográfica realizada en el apartado 2.4.2. de esta tesis doctoral.
3. En la comparación entre las pérdidas de suelo de los desmontes con diferente morfología del perfil longitudinal, el desmonte cóncavo es el que presenta una menor tasa de erosión y densidad de drenaje. Esto es debido a que a medida que se desciende por el perfil longitudinal y va aumentando la cuenca hidrológica, la pendiente va disminuyendo, de manera que se reduce la energía de la escorrentía y su potencial erosivo. La construcción de perfiles cóncavos podría tener una aplicación en el diseño de desmontes de infraestructuras lineales, obteniéndose acabados más estables frente a la erosión hídrica que con acabados "estándar", que forman taludes con perfiles longitudinales rectilíneos.
4. En la comparación entre las pérdidas de suelo de los desmontes respecto al factor litológico, el desmonte arenoso es el que presenta las mayores tasas de erosión y la mayor densidad de drenaje. El desmonte arcilloso presenta la menor densidad de drenaje y una tasa de erosión intermedia, quedando el franco-arenoso con una densidad de drenaje comprendida entre los anteriores y la menor tasa de erosión. Lo anterior se explica porque hay un 40% del desmonte arcilloso que no presenta regueros, pero que es erosionado por estructuras tipo *popcorn*. Así pues, la erosión total en el desmonte arcilloso es la suma de la erosión producida por la red de drenaje y por la formación de estructuras en *popcorn*, lo que posibilita que tenga una tasa de erosión mayor que el franco-arenoso, a pesar de que tenga una red de drenaje menos desarrolladas que este último. Sin embargo, no se han encontrado correlaciones respecto a la erosionabilidad esperada en función de la textura del suelo, entre estos resultados y los que describe la

bibliografía consultada. Todo ello se interpreta que es debido a la gran variabilidad de factores que condicionan la erosionabilidad de los suelos.

5. Los resultados sobre la evolución de la pérdidas de suelo y de la densidad de las redes de drenaje a lo largo de los perfiles longitudinales de los desmontes han revelado una gran heterogeneidad, y muestran que existen otros factores de control, como por ejemplo las variaciones estratigráficas a lo largo del talud, que influyen en el desarrollo local de los procesos erosivos y de las redes de drenaje.
6. Para una mejor comprensión sobre la erosionabilidad del suelo de los desmontes de infraestructuras lineales sería necesaria la realización de estudios científicos que estimaran con precisión las tasas de erosión reales de los desmontes, junto con la monitorización detallada de sus propiedades físicas. A partir de estos datos se podrían obtener modelos de erosión que se ajusten de forma más precisa a la realidad de los procesos erosivos que se desarrollan en los desmontes.

5. ESTIMACIÓN DE LA EROSIÓN POR SEEPAGE EN TALUDES MEDIANTE EL USO DEL LÁSER ESCÁNER TERRESTRE (TLS)

5.1. INTRODUCCIÓN

En este escenario se estudian los efectos producidos por procesos de erosión por *seepage* en un desmonte de la carretera A1 a la altura de El Molar (Madrid).

La erosión por *seepage* provoca el movimiento gravitacional, o el movimiento en masa, de una parte del sustrato afectado por este proceso. Para que la erosión por *seepage* llegue a desencadenar esos movimientos, es necesario que se suceda una compleja cadena de eventos, que dependen principalmente de la hidrogeología local. La influencia de este tipo de procesos ha sido muy poco estudiada en los mecanismos de la erosión de taludes de infraestructuras lineales. Por ello, esta introducción se centra en el entendimiento de las siguientes cuestiones relacionadas con la erosión por *seepage* en taludes de infraestructuras lineales:

- ¿De qué depende la hidrogeología de los taludes de infraestructuras lineales?
- ¿En qué consiste la erosión por *seepage*?
- ¿En qué medida, el entendimiento de este proceso de erosión por *seepage* puede ayudar a su control en otros taludes de infraestructuras lineales?

5.1.1. INTRODUCCIÓN A LA HIDROGEOLOGÍA DE LOS TALUDES DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES

Según Suárez-Díaz (1998), el ciclo hidrológico de un talud de una infraestructura lineal se define por la siguiente ecuación:

$$\text{Precipitación} = \text{Evapotranspiración} + \text{Escorrentía} + \text{Flujo subterráneo} + \text{Cambio de humedad en el suelo} + \text{Acumulación de agua subterránea en los acuíferos.}$$

Tanto dentro como fuera del entorno de un talud se produce una respuesta hidrológica inmediata a las precipitaciones en función de la capacidad de infiltración del suelo. En términos generales, la capacidad de infiltración depende en buena medida de las propiedades físicas de los 40 cm de suelo más superficiales (Bilz, 1995). Además de los coeficientes de infiltración locales, en ocasiones, la respuesta hidrológica de los taludes ante las precipitaciones puede depender del recorrido que los flujos de agua realizan desde el lugar donde se infiltran, lo que puede llevar hasta varios meses (Suárez-Díaz, 1998).

La respuesta del régimen de aguas subterráneas a las precipitaciones es diferente de acuerdo con las características del talud, con la formación geológica y con otras características ambientales, como por ejemplo pueden ser el tipo de suelo, el tipo de vegetación circundante o las variables climáticas. El flujo subterráneo y los cambios en la cantidad de agua acumulada en el entorno de un talud de una infraestructura lineal son críticos para su estabilidad, debido a que controlan el balance hidrológico que puede alterar el grado de saturación y el nivel freático. Así pues, las aguas subterráneas pueden ser el factor más importante en la estabilidad de muchos taludes de infraestructuras lineales. Según Suárez-Díaz (1998), las aguas subterráneas pueden afectar la estabilidad de taludes de cinco formas diferentes: a) reduciendo su resistencia; b) modificando su composición química a través de la alteración química; c) modificando la densidad del terreno; d) modificando la presión de poros de los materiales; e) causando erosión.

La determinación de las características del agua subterránea de un talud puede realizarse utilizando la teoría de flujo basada en la ley de Darcy. Existe una gran cantidad de soluciones para los problemas derivados del flujo de aguas subterráneas en taludes (Abramson *et al.*, 2002).

Tal y como se mostrará en el siguiente apartado (5.1.2), normalmente es la presión de poros la responsable del inicio de la erosión por *seepage*. La presión de poros del suelo que forma los taludes depende de la localización de los niveles freáticos, de las presiones internas de los acuíferos y de las características geológicas locales. Aunque la presión de

poros varía fundamentalmente en función del régimen de aguas subterráneas, este régimen también depende de las precipitaciones. Por tanto, los incrementos de la presión de poros del suelo del talud pueden ocurrir rápidamente en el momento de las precipitaciones, dependiendo principalmente de la intensidad de la lluvia y de la tasa de infiltración del área tributaria (Suárez-Díaz, 1998). Un incremento en la presión de poros positiva o una disminución de la presión negativa equivale a una reducción de la resistencia al corte y de la estabilidad (Suárez-Díaz, 1998).

Además, debe tenerse en cuenta el efecto que las discontinuidades tienen en los niveles piezométricos, determinados por las líneas equipotenciales. Las discontinuidades generan diferencias de permeabilidad, las cuales controlan el sistema de presiones dentro del talud. Por ejemplo, para el análisis de presiones de poros sobre una superficie de falla se deben tener en cuenta sus condiciones de drenaje. Cuando existe un drenaje óptimo, la presión de poros disminuye hacia la superficie del talud, pero cuando el drenaje es deficiente, puede aumentar la presión de poros en el pie del talud (Lembo-Fazio & Ribacchi, 1988), (figura 5.1).

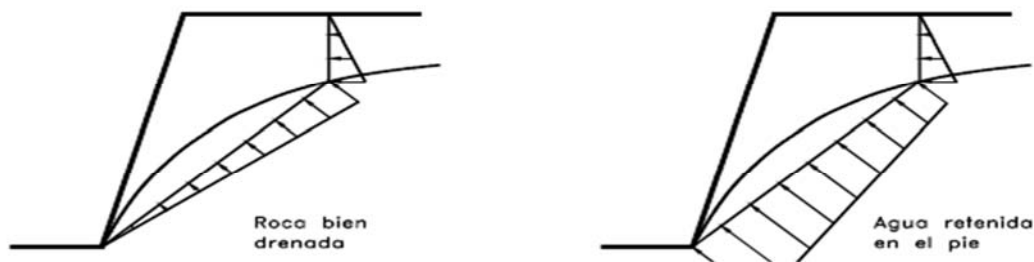


Figura 5.1. Presiones de poro sobre una superficie de falla potencial para diferentes condiciones de drenaje. Figura de Lembo-Fazio & Ribacchi, (1988).

Según Suárez-Díaz (2003), para el control de la estabilidad de los taludes es muy importante la elaboración de un modelo hidrogeológico conceptual. Este modelo debería tener en cuenta las zonas de infiltración aguas arriba de los taludes, siempre y cuando pueda afectar a los niveles freáticos y a los flujos de agua. Otros factores a tener en cuenta son los relacionados con la conductividad hidráulica (Suárez-Díaz, 2003).

5.1.2. INTRODUCCIÓN A LA EROSIÓN POR *SEEPAGE*

Según Dunne (1990), *seepage* es el agua subsuperficial o subterránea que emerge desde las rocas o los sedimentos. Los procesos de meteorización que son propiciados por procesos de *seepage* son colectivamente referidos como meteorización por *seepage* (por ejemplo, precipitación de sales por *seepage* o disolución química por *seepage*). Al proceso de vaciado o movilización de suelos o sustratos, de forma masiva, producido por un proceso tipo *seepage* se le denomina erosión por *seepage*. En sedimentos no consolidados, la erosión por *seepage* puede ocurrir sin la presencia de meteorización, si la descarga de agua de *seepage* es suficiente para inestabilizar y movilizar los sedimentos.

Los flujos de *seepage* inician cortes en el terreno similares al retroceso que se produce en las cabeceras de las cárcavas. En diversos estudios se han medido y analizado las propiedades del suelo y los esfuerzos que hacen posible la erosión por *seepage* (Crosta & Prisco, 1999; Rinaldi & Casagli, 1999; Owoputi & Stolte, 2001; Dapporto *et al.*, 2003; Yang & Zou, 2006; Darby & Thorne, 2006; Fox *et al.*, 2006, 2007). Normalmente es la presión de poros la responsable de la rotura de la estabilidad del suelo y del inicio de la erosión por *seepage* (Darby & Thorne, 1996; Simon *et al.*, 1999; Crosta & Prisco, 1999; Rinaldi & Casagli, 1999; de Fox *et al.*, 2007). Sin embargo, el "colapso" es el resultado final de una compleja cadena de eventos que tienen lugar durante un periodo de tiempo variable (figura 5.2). Debido a que la erosión por *seepage* se ha asociado a una gran variabilidad y complejidad de procesos hidrológicos, existe un amplio repertorio de descripciones sobre estos procesos dentro de la ingeniería y de la geomorfología (Crosta & Prisco, 1999). A pesar de estos estudios, las movilizaciones de suelo producidas por la erosión por *seepage* no han sido suficientemente cuantificadas (Owoputi & Stolte, 2001; de Fox *et al.*, 2007; Wilson *et al.*, 2007).

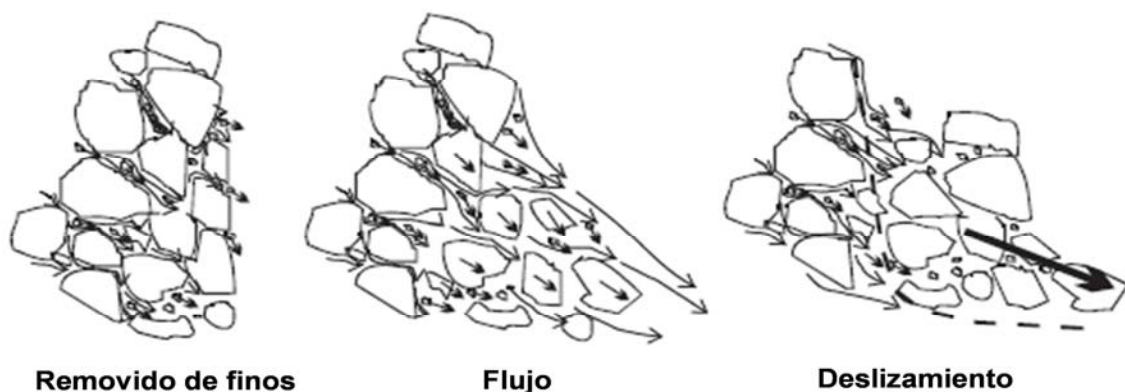


Figura 5.2. Esquema de uno de los mecanismos que podría originar la erosión por *seepage*. En este ejemplo, la erosión por *seepage* comienza con la movilización del material fino, lo que posteriormente lleva al flujo de parte del material, para finalmente producirse un deslizamiento debido al flujo masivo de todo el material. Modificado de Crosta & Prisco (1999).

5.1.3. EROSIÓN POR *SEEPAGE* EN TALUDES DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES

La erosión por *seepage* ha sido descrita para diferentes ambientes y materiales geológicos. La mayoría de los estudios de erosión por *seepage* se sitúan en terrazas fluviales, ya que son los contextos geomorfológicos más susceptibles a la ocurrencia de este tipo de procesos (Crosta & Prisco, 1999; Fox *et al.*, 2006, 2007; Chu-Agur *et al.*, 2007). Asimismo, en la modificación de la topografía natural por la construcción de taludes, los flujos de agua superficiales, subsuperficiales y subterráneos suelen ser alterados, lo que puede concentrar flujos de *seepage*. Estos flujos pueden incrementar los gradientes hidráulicos locales y/o modificar la humedad natural del suelo, lo que puede inducir a procesos de erosión por *seepage* (Crosta & Prisco, 1999). Estos procesos pueden producirse en periodos de tiempo muy cortos o muy largos, de forma estacional o de forma aislada, dependiendo de las condiciones climáticas y geológicas locales, y del tipo de inestabilidad superficial.

Mientras que se sugiere que la erosión por *seepage* juega un rol predominante en las tasas de erosión de regueros, cárcavas y márgenes fluviales (Abam, 1993; Darby & Thorne, 1996; Crosta & Prisco, 1999; Rinaldi & Casagli, 1999; Simon *et al.*, 1999; Sultan *et al.*, 2004; Faulkner, 2006; Chu-Agur *et al.*, 2007), no se han encontrado referencias bibliográficas que cuantifiquen la magnitud de este proceso de erosión en taludes de infraestructuras lineales, ni sobre la repercusión que tiene este tipo de erosión en su evolución geomorfológica.

Por otro lado, Rockwell (2002) sugirió que la gran debilidad de los estudios sobre erosión por *seepage* ha sido la falta de medidas locales, precisas y directas. En este contexto, la técnica del Láser Escáner Terrestre (TLS) permite estudiar la erosión por *seepage* de acuerdo a lo sugerido por Rockwell. Entre la bibliografía consultada, el estudio de este proceso con esta técnica ha sido desarrollado en las investigaciones de Chu-Agur *et al.* (2007, 2009). Estos estudios consisten en el seguimiento con el TLS de un movimiento de erosión por *seepage* simulado en laboratorio en un cubo con dimensiones de 50x50x50 cm, permitiendo frentes de deslizamientos de hasta 100 cm. En ese estudio, el TLS fue usado para obtener la evolución en 3D del proceso de *seepage*. Todo ello previa, simultánea y posteriormente a la rotura (figura 5.3).

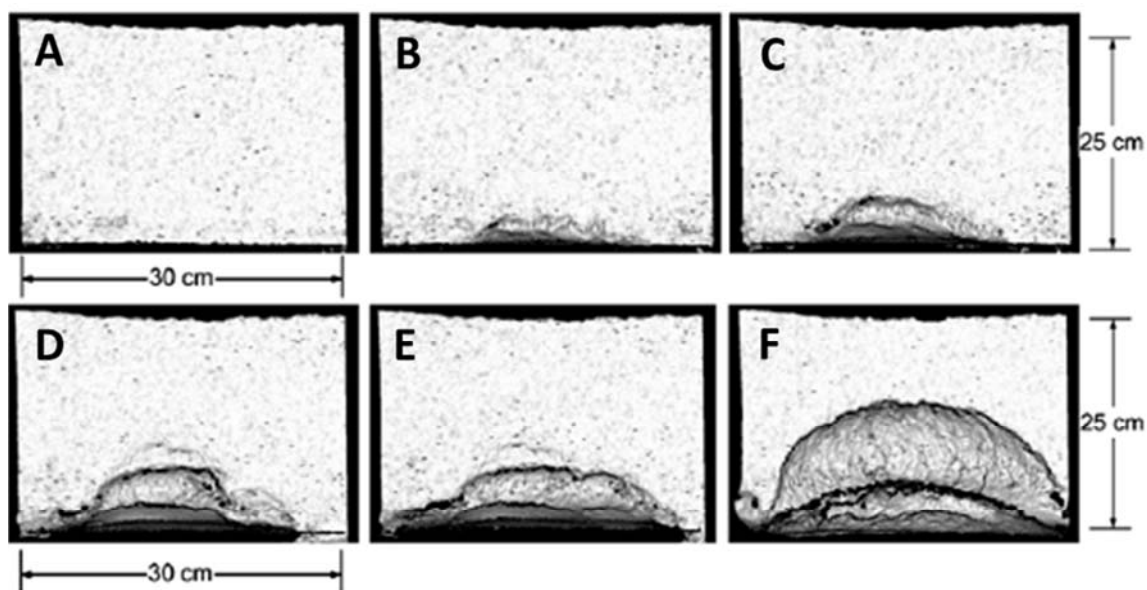
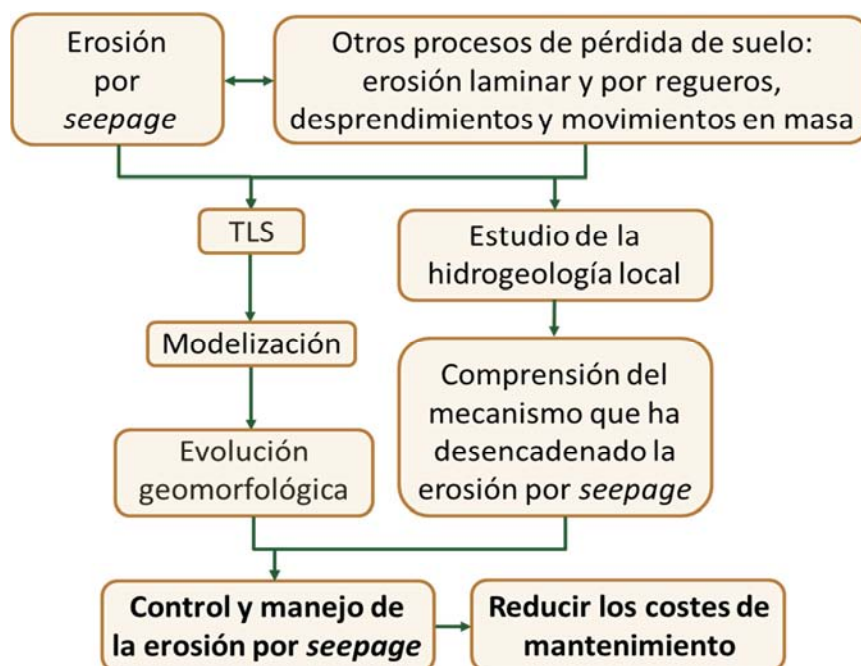


Figura 5.3. Ejemplo de la monitorización con TLS de material erosionado por *seepage*, realizado por Chu-Agur *et al.* (2007, 2009), en ensayos de laboratorio. Cada escaneo representa un momento diferente durante el experimento: a) superficie original, b) y c) comienzo de la movilización y del deslizamiento del material, d) y e) crecimiento del frente del deslizamiento, f) estado final.

Tal y como se ha mostrado en el capítulo anterior, sobre la caracterización de las estructuras de drenaje desarrolladas en desmontes con el TLS (ver apartado 4 de esta tesis doctoral), y en los estudios de Chu-Agur *et al.* (2007, 2009), la tecnología del TLS permite estimar la erosión por *seepage* que se desarrolla en la superficie de los taludes, obteniendo un análisis detallado de la redistribución del suelo producida por este tipo de erosión a partir de Modelos Digitales de Elevación (MDEs) de alta resolución. En este sentido, la contribución de este capítulo se debe, precisamente, al hecho de haber realizado un seguimiento en campo, mediante TLS, de un proceso erosivo por *seepage*, de lo cual no hemos encontrado antecedentes en la literatura.

5.2. HIPÓTESIS DE TRABAJO

Como se ha demostrado en el capítulo anterior, el TLS es una técnica que permite cuantificar la distribución del suelo producida por distintos procesos erosivos por regueros. Dado que se basa en la cuantificación y comparación de volúmenes de material, es previsible que también sirva para cuantificar otros tipos de erosión en desmontes de infraestructuras lineales, tales como desprendimientos o movimientos en masa o erosión por *seepage*. En definitiva, al no modificar ninguna de las propiedades físicas de la superficie donde se aplica, resulta una técnica ideal para estimar la evolución geomorfológica de estas superficies. En consecuencia, la hipótesis de partida es que el uso del TLS también permitirá cuantificar la variación de la microtopografía de un talud sujeto a procesos de erosión por *seepage*, y a otros procesos de pérdida de suelo asociados, y por tanto, permitirá caracterizar su evolución geomorfológica. También se plantea, a nivel de hipótesis, la posibilidad de que sea posible comprender el mecanismo por el cual se ha desencadenado este proceso, a partir del estudio de la hidrogeología local. Como última hipótesis se plantea que a partir de estos estudios se podrán obtener conclusiones sobre el posible control y manejo de la erosión por *seepage*, lo que podría reducir los costes de mantenimiento del talud donde se ha desarrollado este tipo de erosión (tanto a nivel preventivo, mediante evitar su desencadenamiento, como a nivel de medidas correctoras). En este capítulo trataremos de demostrar la primera y la segunda de esas hipótesis, mientras que la última hipótesis, quedará planteada a nivel de discusión.



Esquema general que muestra el contexto de investigación desarrollado. Sin negrita aparecen los temas abordados, mientras que en negrita figura lo que sería la continuación y aplicación del conocimiento adquirido.

5.3. OBJETIVOS

El objetivo general de este estudio ha consistido en monitorizar y cuantificar la redistribución de suelo causada por un proceso de erosión por *seepage* en un desmonte de una autovía mediante el uso de TLS. Este objetivo general se ha articulado en los siguientes objetivos específicos:

1. Identificar qué actuaciones derivadas de la construcción del tramo de la infraestructura lineal objeto de análisis han modificado la hidrogeología local. Interpretar qué modificaciones de la hidrogeología local han repercutido negativamente en el estado erosivo de este desmonte, y más concretamente, en el desarrollo de la erosión por *seepage*.
2. Estimar la redistribución de suelo causada por un proceso de erosión por *seepage* en un desmonte de la autovía A1 en el entorno de la localidad de El Molar (Madrid), dentro del contexto regional objeto de estudio (Cuenca de Madrid) y, mediante su seguimiento en el tiempo, caracterizar su evolución geomorfológica.
3. Identificar los efectos que ha tenido la erosión por *seepage* en la evolución geomorfológica del desmonte estudiado.
4. Evaluar cómo ha influido la erosión por *seepage* y su posterior evolución geomorfológica en la estabilidad del talud.

5.4. MATERIAL Y MÉTODOS

5.4.1. ÁREA DE ESTUDIO

Se ha estudiado un desmante de reciente construcción de la variante de El Molar, Madrid (latitud 40° 43"N y longitud 03° 34"W, situado a 770 metros sobre el nivel del mar) de la autovía A1, cuya apertura al tráfico se produjo en julio de 2009 (figura 5.4).



Figura 5.4. Imágenes aéreas del desmante estudiado (recuadro rojo de ambas imágenes) antes (izquierda) y después (derecha) de su construcción.

Atendiendo a la clasificación de Köppen, El Molar posee un clima templado Mediterráneo de matiz continental, con inviernos fríos y veranos secos y calurosos. La temperatura media anual se encuentra entre 10-12°C, y la precipitación media anual en 563.2 mm·año⁻¹.

Los materiales que afloran en este desmante son sedimentos de facies proximales de la Cuenca Sedimentaria de Madrid (ver apartado 3.1), formados por rocas sedimentarias miocenas; fundamentalmente arcosas, arcillas y conglomerados (IGME, 1990) (figura 5.5). Estos materiales forman el acuífero detrítico terciario de esta cuenca sedimentaria, que superficialmente se organiza como la subcuenca hidrográfica del río Jarama, perteneciente a la cuenca del río Tago (CM, 2006). Este enclave se sitúa en el límite entre las sierras del Sistema Central y las campiñas y páramos de la sub-meseta Sur (CM, 1992). Hacia el Norte, el paisaje está compuesto por un piedemonte formado por laderas, planicies y depresiones 'talladas' en la roca, que dificultan el desarrollo de los suelos. Hacia el Sur, el relieve se caracteriza por lomas y vaguadas (campiñas) en los materiales terciarios (CM, 1992).

Los suelos son del tipo Inceptisol xérico y Entisol xérico, y se caracterizan por presentar grados de evolución intermedios y bajos respectivamente (IGME, 1988). Las actividades agrícolas y ganaderas han generado un paisaje circundante altamente deforestado, dominado por los cultivos de cereales, pastizales y matorrales.

La vegetación se compone de eriales, pastos mesofíticos con setos y bosquetes, y pastos xerofíticos con matorral calizo y encinares (CM, 2006). La vegetación de esta zona pertenece a la serie supra-mesomediterránea guarrámica silícicola de la encina (Rivas-Martínez, 1987). Su estado maduro clímax corresponde con bosques de encinas (*Quercus rotundifolia*), en los que también abundan los enebros (*Juniperus oxycedrus*). En las áreas de matorral aparece retama (*Retama sphaerocarpa*), retama negra (*Cytisus scoparius*), genista (*Genista cinerascens*) y codeso (*Adenocarpus aureus*); en áreas de matorral más degradadas aparece fundamentalmente jara (*Cistus ladanifer*), lavanda (*Lavandula pedunculata*), romero (*Rosmarinus officinalis*) y tomillo (*Helichrysum serotinum*). Las gramíneas dominantes son *Stipa gigantea*, *Agrostis castellana* y *Poa bulbosa* (Rivas-Martínez, 1987).

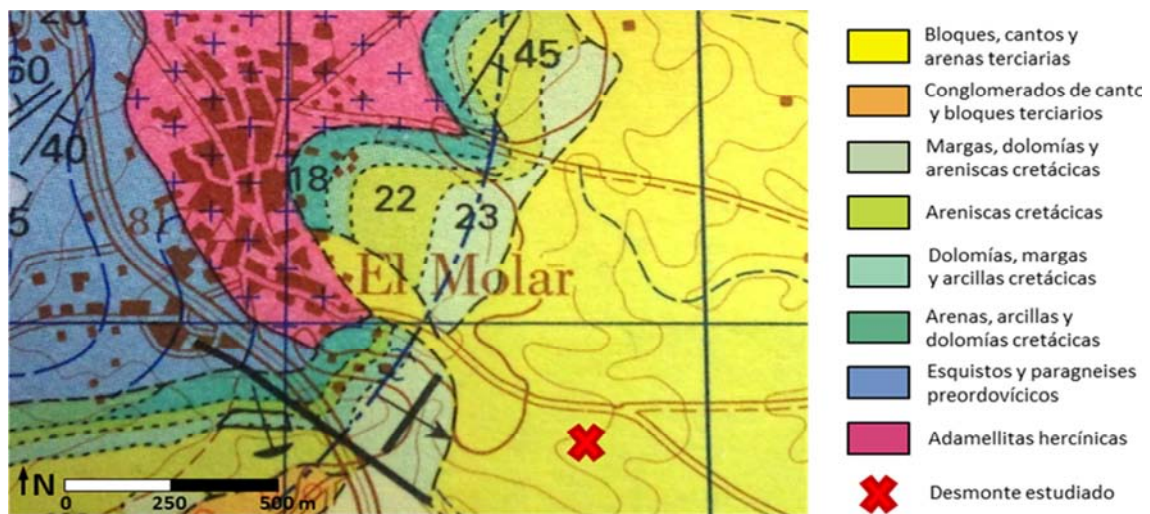


Figura 5.5. Detalle del mapa geológico 1:50.000 de Torrelaguna a la altura de El Molar.

La única actuación realizada para la restauración de este desmonte consistió en la aplicación de una hidrosiembra con mezcla de semillas convencional (figura 5.6). Tal y como se argumentó en el apartado 2.3.5.3, este tipo de actuaciones tienen un grado de éxito muy bajo en la restauración de taludes del entorno Mediterráneo. Y desde luego, se trata de una medida que no tiene la más mínima efectividad en el control de un proceso geomorfológico como el descrito, desencadenado por un flujo de agua subterránea desde el interior del talud.

Concretamente, se han estudiado dos movimientos producidos por erosión por *seepage* de parte del material que forma el desmonte que venimos describiendo (figura 5.7). Ambos movimientos ocurrieron entre el 13 y el 18 de abril de 2010, durante el transcurso de un periodo de precipitación. El seguimiento de este escenario finalizó el 31 de mayo de 2011, con el estudio de la evolución geomorfológica que desarrollaron las partes del desmonte que habían sufrido la erosión por *seepage* (figura 5.7).



Figura 5.6. Aplicación de la hidrosiembra al desmote estudiado de la autovía A1 a la altura de El Molar.



Figura 5.7. Fotografías del desmote estudiado. Izquierda. La fotografía muestra los efectos que tuvo sobre el desmote el primer evento de erosión por *seepage* (19/04/2010). Derecha. La fotografía muestra la evolución que ha sufrido el desmote al término del estudio (31/05/2011).

Además de los dos movimientos estudiados producidos por erosión por *seepage*, se observaron otros procesos de *seepage* de menor envergadura (figura 5.8). La aparición de la erosión por *seepage* en diferentes ubicaciones del desmote indica que la inestabilidad era generalizada, y que no se trataba de un fenómeno aislado. De manera concreta, los movimientos se asemejaron a pequeños deslizamientos (*shallow slides*).



Figura 5.8. Fotografía de detalle del desmote estudiado en la que se observa un proceso de erosión por *seepage* de menor envergadura que los dos monitorizados.

Los eventos de erosión por *seepage* que afectaron al desmonte estudiado movilizaron una gran cantidad de sedimentos al pie del mismo, lo que pudo suponer un riesgo para la estabilidad general del talud, de haber tenido mayor magnitud. Parte de estos sedimentos rellenaron las cunetas del desmonte, lo que también supuso un peligro para la seguridad vial. Con el fin de mejorar la estabilidad del talud y de reducir su peligrosidad, los operarios encargados del mantenimiento de la carretera A1 realizaron tareas de limpieza y de reparación durante la semana posterior al primer movimiento de erosión por *seepage*. Durante estas tareas, parte de los sedimentos de las cunetas fueron retirados, y otra parte fueron acumulados y compactados al pie del desmonte (figura 5.9). Por tanto, en la monitorización con el TLS de los efectos producidos por la erosión por *seepage* también se incluyen las actuaciones realizadas por los operarios en ese mismo desmonte.



Figura 5.9. Fotografía de uno de los dos movimientos monitorizados; en la zona delimitada por la línea discontinua azul se observa la acumulación y la compactación de parte de los sedimentos producidos por la erosión por *seepage* al pie del desmonte, llevada a cabo por los operarios de mantenimiento de la carretera A1.

5.4.2. ANÁLISIS DE LAS PRECIPITACIONES

El análisis de las precipitaciones se ha realizado a partir de los datos de la estación meteorológica de Colmenar Viejo (tabla II.1, anexo II), situada a 18 km del área de estudio, pero en un contexto fisiográfico similar (piedemonte sur del Guadarrama). A partir de los datos de precipitación de los últimos 25 años de esta estación se obtuvo una precipitación media anual de 563.2 mm (tabla 5.1).

Tabla 5.1. Precipitaciones obtenidas a partir de los datos de los últimos 25 años de la estación meteorológica de Colmenar Viejo. Los periodos de precipitación ("Periodos Pr.") se refieren a la cantidad de periodos de precipitación con potencial erosivo igual o superior al que desencadenó el primer movimiento de erosión por *seepage*.

Pr. media anual (mm·año ⁻¹)	Periodos Pr. (nº)	Periodos Pr. anuales (nº·año ⁻¹)
563.2	46	1.81

El periodo de tiempo que abarcó el seguimiento fue de 408 días, en los que se incluyen los días en que cayeron las precipitaciones que desencadenaron el primer proceso de erosión por *seepage*. Durante este periodo hubo una precipitación acumulada de 768 mm (tabla 5.2). En el año natural desde el inicio del seguimiento, la precipitación total acumulada fue de 662.6 mm (tabla 5.2). Este último dato es 99.4 mm mayor que la precipitación media anual de los últimos 25 años, de 563.2 mm·año⁻¹ (tabla 5.1). A pesar de ello, en función de las precipitaciones registradas en los últimos 25 años, el periodo de retorno de la precipitación anual durante el periodo de seguimiento es de en torno a cuatro años (tabla II.2, anexo II).

Tabla 5.2. Características de las precipitaciones caídas durante el periodo de tiempo que abarco el seguimiento y de los periodos de precipitación más importantes registrados.

Periodo	Fecha	Nº Días	Pr. total (mm)	Pr. diaria máxima (mm)
Experimento	18/04/10-31/05/11	408	768.2	32.5
Año natural	18/04/10-18/04/11	365	662.6	27.4
P1	13-18/04/10	6	60.9	18.8
P2	5-8/12/10	4	61.6	19.9
P3	20-22/12/10	3	64.7	27.4
P4	19-23/04/11	5	70.3	32.5

Las precipitaciones que desencadenaron el primer proceso de erosión por *seepage* (P1) cayeron en un periodo de 6 días, con una precipitación total acumulada de 60.9 mm, y una precipitación diaria máxima de 18.8 mm (tabla 5.2). Durante lapso de tiempo en que se ha estudiado este proceso se registraron otros tres periodos de precipitación (P2-4) que alcanzaron un potencial erosivo igual o superior a la del periodo de precipitación P1 (tabla 5.2). Por alcanzar un potencial erosivo igual o superior al periodo de precipitación P1 se entendió lo siguiente: que la precipitación total acumulada y la precipitación diaria máxima

fueran igual o mayor que los registrados en P1, y que el periodo de precipitación se desarrollara durante un número de días igual o inferior al periodo de precipitación P1.

Del análisis de las lluvias de los últimos 25 años, se han registrado otros 46 periodos de precipitación con un potencial erosivo igual o superior que el de P1 (tabla 5.2), obteniéndose un periodo de retorno de tan sólo siete meses para periodos de precipitación de estas características.

Por todo ello, se puede concluir que tanto las lluvias anuales acumuladas durante el seguimiento del desmonte, como el periodo de precipitación que desencadenó el primer movimiento de erosión por *seepage*, tienen un periodo de retorno bajo, por lo que no se les puede considerar excepcionales. Así pues, no cabe atribuir a episodios excepcionales de precipitación el desencadenamiento del proceso de erosión por *seepage*.

5.4.3. ANÁLISIS DE LA LITOLOGÍA Y DE ALGUNAS PROPIEDADES DE LOS SUELOS DEL TALUD

Las facies sedimentarias terciarias del talud objeto de estudio se organizan en cuerpos con forma casi tabular, con la base suavemente canalizada. Los cuerpos presentan estratificación cruzada, superficies de reactivación, tapices de cantos pequeños en la base y edafizaciones a techo. Además, intercalados entre los cuerpos de arena se encuentran capas de textura fina con extensiones laterales muy variables que muestran procesos de hidromorfismo y edafización (figura 5.10). Estas capas pueden ser impermeables, lo que podría modificar los flujos subterráneos y la presión de poros del material, propiciando localmente los procesos de erosión por *seepage*.



Figura 5.10. Fotografía de detalle de los materiales que afloran en el desmante estudiado. De color más grisáceo, se pueden observar capas con espesores centimétricos producidos por procesos de edafización e hidromorfismo.

Las facies tienen lo que se denomina una secuencia granulométrica "negativa"; es decir hacia el "techo" (hacia la parte superior) aumentó la energía del medio sedimentario que acumuló estos materiales, de tal forma que los sedimentos de granulometría más gruesa "progradaron" y se acumularon sobre los de granulometría más fina. El lugar donde se construyó el desmante está formado por tres niveles litológicos (figura 5.11), cuya descripción se recoge a continuación:

- Nivel 1: arenas con gravas, cantos y bloques muy heterogéneos en cuanto a tamaño y litología. Los bloques pueden llegar hasta tamaños de 1 m de diámetro. Las gravas, cantos y bloques están formados por granitos, pegmatitas, aplitas, ortogneises, leucogneises, rocas carbonáticas y areniscas. Algunos de los cantos y bloques están totalmente descompuestos por meteorización química.
- Nivel 2: arenas con gravas y cantos. Los cantos pueden llegar hasta tamaños de 25 cm de diámetro. La litología de gravas y cantos es la misma que la del Nivel 1.
- Nivel 3: arenas con gravas, cantos y bloques muy heterogéneos con las mismas características que los del Nivel 1.

A partir de las mediciones realizadas en campo en el marco de esta tesis, se estimó que los materiales que afloran en el desmonte tienen una dirección aproximada de N30°E, una dirección de buzamiento de N110°E y un buzamiento de 18°E. Por otro lado, el desmonte tiene una dirección N30°E y está orientado hacia el SE. La coincidencia, por un lado, de la dirección de los materiales con la del desmonte, y por el otro, de la dirección de buzamiento de los materiales con la orientación de los desmontes, indican que los flujos subsuperficiales y subterráneos tienden a discurrir hacia el frente del desmonte.

En las tablas 5.3 y 5.4 se muestran los análisis de una serie de propiedades del suelo realizados en el laboratorio, para los tres niveles detectados. Todos los niveles presentan textura franco-arenosa, no tienen presencia de carbonatos y el pH apenas oscila entre 6.6 y 7.5 (tabla 5.3). Para los Niveles 1 y 3 se han obtenido valores de conductividad eléctrica de 64.1 y 42.4 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ respectivamente, que son un 60% y un 40% menores que la del Nivel 2, de 105.5 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (tabla 5.3).

Tabla 5.3. Resumen de los datos obtenidos en el laboratorio relativos al pH, la conductividad, la presencia de carbonatos y el tipo de textura para cada Nivel.

Nivel	pH	Conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Carbonatos	Textura (USDA)
1	7.50	64.10	No	Franco-arenoso
2	7.13	105.50	No	Franco-arenoso
3	6.60	42.40	No	Franco-arenoso

En la tabla 5.4 se muestra un resumen de los datos de laboratorio para la obtención del Sistema Unificado de Clasificación de Suelos (USCS) para cada nivel (ver tablas II.3 y II.4 del anexo II). El USCS deriva de un sistema desarrollado por A. Casagrande para identificar y agrupar suelos en función de sus propiedades para la construcción (Casagrande, 1948). Para ello, clasifica los suelos en función de la granulometría, la uniformidad de la granulometría y los límites de Atterberg (Atterberg, 1911). Según la USCS, el Nivel 1 está compuesto por arenas mal graduadas con arcillas (SP-SC), y los Niveles 2 y 3 por arenas arcillosas (SC).

Tabla 5.4. Resumen de los datos del laboratorio necesarios para la obtención de la clasificación de suelos del USCS para cada nivel litológico del desmonte estudiado. Los límites de Atterberg son: Límite Líquido (LL), Límite Plástico (LP) e Índice de Plasticidad (IP).

Nivel	Gravas	Arenas	Finos	Coeficiente de uniformidad	Coeficiente de curvatura	Límites de Atterberg			Clasificación suelos USCS
	%	%	%			LL	LP	IP	
1	36.693	51.517	11.79	20	500	56.1	27.5	28.6	SP-SC
2	19.067	65.353	15.58	2.5	100	33.7	23.0	10.7	SC
3	17.19	67.16	15.65	10	250	50.6	23.9	26.6	SC

Tal y como se observa en la figura 5.11, la erosión por *seepage* se produjo en el Nivel 2. Las cabeceras de los primeros deslizamientos desencadenados por la erosión por *seepage* se situaron en el contacto del Nivel 2 con el Nivel 3, mientras que sus bases se localizaron dentro del Nivel 2. Por otro lado, siempre en el Nivel 2, se detectaron otros deslizamientos de menor envergadura. Tal y como se observa en la figura 5.7 del apartado 5.4.1, la base de un pequeño deslizamiento se sitúa en el contacto entre los Niveles 1 y 2, y su cabecera dentro del Nivel 2. La no coincidencia entre la ubicación de los distintos deslizamientos desencadenados por la erosión por *seepage* dentro del Nivel 2 parece indicar la existencia de variaciones locales en la hidrogeología local. Estas variaciones podrían ser debidas a la distribución irregular de las capas impermeables con rasgos de edafización e hidromorfismo. Las variaciones en la extensión lateral y en la disposición de estas capas dentro del Nivel 2, podrían ser la explicación de por qué la erosión por *seepage* se ha producido a diferentes cotas y emplazamientos dentro de este nivel.

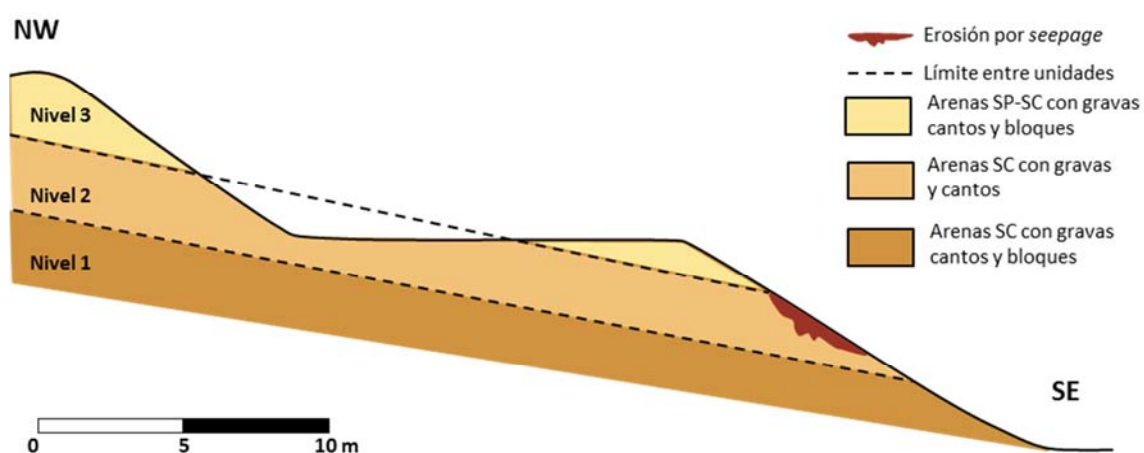


Figura 5.11. Perfil longitudinal del desmonte estudiado con la disposición de los tres niveles litológicos identificados. La erosión por *seepage* monitorizada se ubica en el Nivel 2 del desmonte inferior (la autovía A1 se sitúa inmediatamente después a este desmonte), y su límite superior se localiza en el contacto entre los Niveles 2 y 3.

5.4.4. MODIFICACIONES DE LA HIDROLOGÍA LOCAL GENERADAS EN LA FASE DE CONSTRUCCIÓN DE LA INFRAESTRUCTURA

El corte realizado en el terreno para el acoplamiento del trazado de la carretera A1 a la topografía circundante generó una serie de desmontes enfrentados que interrumpieron los drenajes naturales que operaban en el área de estudio antes de la construcción (figuras 5.4 del apartado 5.4.1, 5.11 del apartado 5.4.3 y 5.12). Se trata de desmontes con ángulos en torno a 35°, que profundizaron 16 m en la vertical del terreno. Estas actuaciones modificaron tanto el drenaje superficial, como el subsuperficial y el subterráneo (figura 5.12). En el basamento predomina la escorrentía superficial, mientras que los sedimentos Cretácicos consolidados constituyen: (a) un pequeño acuífero kárstico (las rocas carbonáticas); y (b) un acuitardo (formación geológica capaz de almacenar agua pero que la transmite muy lentamente) (las arenas y arcillas). En cambio, el área donde se construyó el desmonte estudiado está formada por sedimentos Terciarios. En estos sedimentos, al no estar consolidados, se combina la infiltración y la escorrentía superficial. No obstante, la recarga de los acuíferos de los sedimentos Terciarios no sólo proviene de las precipitaciones que descargan en su superficie, sino también por infiltración de la escorrentía superficial procedente del basamento y de la cesión lateral que se realiza desde el acuífero desarrollado sobre las rocas carbonáticas cretácicas.

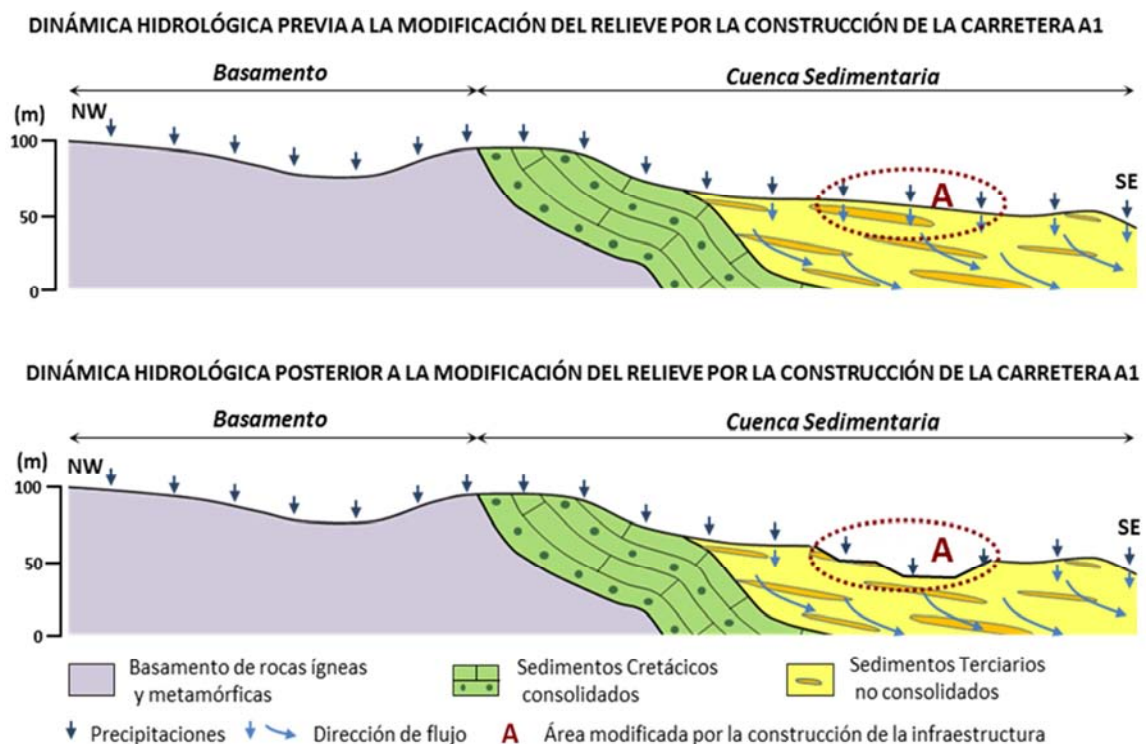


Figura 5.12. Esquema hidrogeológico previo y posterior a la modificación del relieve por la construcción de la variante de la carretera A1, dando lugar al desmonte estudiado.

En cuanto al drenaje superficial, se modificó una subcuenca hidrológica que drena hacia el desmonte estudiado y que ocupa una superficie de 5.48 ha (figura 5.13), con pendientes que oscilaban entre los 6 y 16 grados.



Figura 5.13. Fotografía aérea de la zona de estudio sobre la que se ha superpuesto la cuenca hidrológica (en rojo) que drena hacia el desmonte estudiado. Ortofoto obtenida del Sigpac en <http://sigpac.mapa.es/fega/visor/>.

El desmonte estudiado está formado por dos taludes rectilíneos separados por una berma intermedia (figura 5.14). La erosión por *seepage* se desarrolló en el desmonte inferior. Tal y como se va a mostrar en este apartado, la ausencia de control de la escorrentía procedente de la cuenca hidrológica que drena hacia el desmonte inferior (figura 5.13), pudo contribuir al desarrollo de la erosión por *seepage*. Además, algunas de las estructuras construidas en el propio ámbito de la infraestructura (como caminos y sus drenajes), en lugar de controlar esta escorrentía, introdujeron escorrentía a la berma, incrementando los procesos erosivos que se desarrollaron en todo el entorno de la infraestructura, y favorecieron aún más la llegada de agua subsuperficial al desmonte inferior. A continuación se van a describir los procesos hidrológicos que se ha interpretado que se desarrollaron en el entorno de la infraestructura, y cómo estos procesos pudieron incrementar la cantidad de agua que llegó al desmonte inferior.

En efecto, el trabajo de campo puso de manifiesto cómo se produjo una gran emisión de escorrentía y sedimentos desde un antiguo camino modificado durante la construcción de la variante de El Molar de la carretera A1 hacia la berma (figuras 5.14 y 5.15 A).

Durante la fase de diseño de la obra se construyó un "paso" que coincidía con el trazado del antiguo camino, pero que no fue finalizado (figuras 5.14 y 5.15, A y B).

Tal y como se observa en las figuras 5.15 C y D, las altas pendientes de este camino y de sus desmontes, junto con la inexistencia de vegetación ni de medidas de control de los procesos erosivos superficiales, propiciaron la producción de escorrentía y sedimentos que se acumularon en la berma intermedia (figura 5.15, D y E).

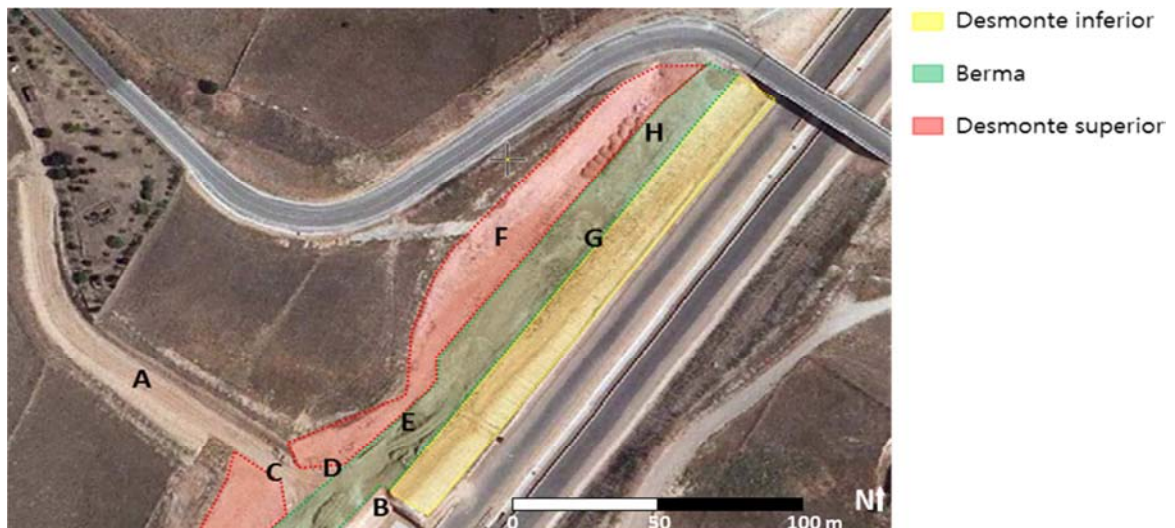


Figura 5.14. Fotografía aérea de la zona de estudio. El desmonte se divide en dos frentes separados por una berma. Las letras indican la ubicación de las fotografías de la figura 5.15.

En la figura 5.15 F las redes de regueros que se han desarrollado en el desmonte superior indican intensos procesos de erosión hídrica. Estas redes de regueros concluyen en la berma intermedia, por lo que también son exportadoras de sedimentos y escorrentía a esta estructura.

A pesar de que se construyó un drenaje en la berma intermedia (figura 5.15, G), para canalizar el agua proveniente de cotas más altas, esta actuación no fue suficiente para evacuar toda la escorrentía superficial. La formación de cabeceras de regueros en la culminación del desmonte inferior (figura 5.15, H) indica que parte de la escorrentía superficial que llega a la berma alcanza la superficie de este desmonte.

Así pues, la escorrentía superficial que se desarrolla en el desmonte inferior proviene, por un lado de la lluvia que cae en esta superficie, y por el otro de la escorrentía procedente de la berma intermedia. El incremento de la humedad superficial que causa esta escorrentía puede haber contribuido al desarrollo de los procesos de erosión por *seepage*. Además de la escorrentía evacuada, una gran parte de esa agua fue infiltrada en la berma intermedia. Muestra de ello son los depósitos sedimentarios presentes en la berma intermedia (figura 5.15, D y E). Parte de la escorrentía que transportó estos sedimentos se infiltraría en la berma intermedia. Este aporte de agua, unido a que la orientación de los niveles litológicos habría promovido el flujo del agua hacia el frente del desmonte inferior, podría favorecer el desarrollo de los procesos de erosión por *seepage*.

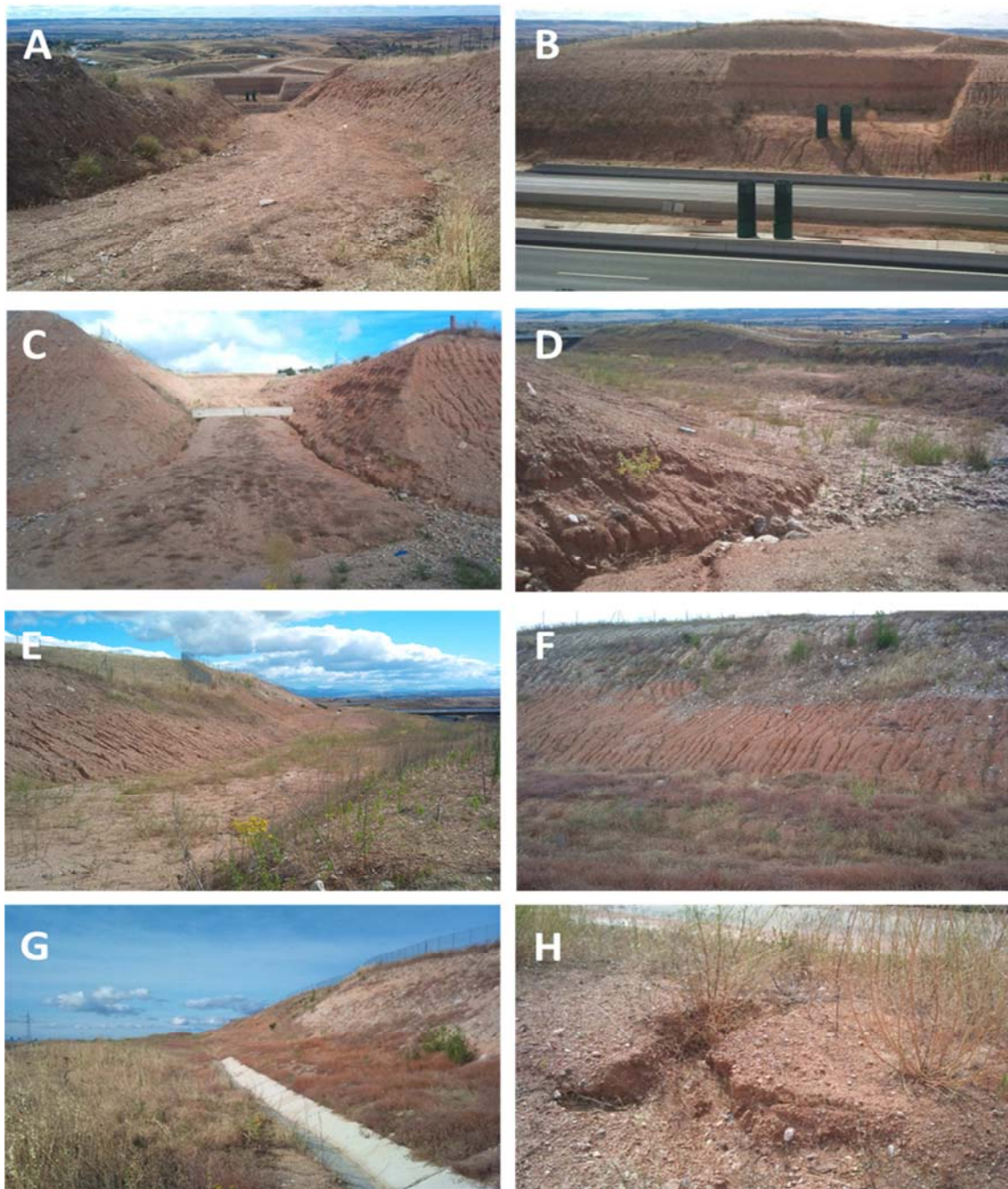


Figura 5.15. Fotografías que reflejan las modificaciones hidrológicas y relativas a distintos procesos de erosión hídrica y de sedimentación que se desarrollaron aguas arriba del desmonte que sufrió erosión por *seepage*. Todas las fotografías se realizaron dentro del entorno de la obra. A) Camino cortado por el trazado de la autovía A1. B) Estructuras no finalizadas en la intersección del camino de la figura A con la autovía A1. C) Tramo final del camino en su intersección con la berma intermedia; se observan intensos procesos erosivos en los laterales y desmontes del camino. D) Depósitos de sedimentos en la berma intermedia procedentes del camino. E) Depósitos de sedimentos en la berma intermedia. F) Desmonte superior con presencia de regueros y parte de la berma intermedia. G) Drenaje de la berma intermedia. H) Formación de cabeceras de regueros entre la berma intermedia y la cresta del desmonte inferior.

5.4.5. CARACTERIZACIÓN TOPOGRÁFICA Y ESTUDIO DE LA EROSIÓN POR *SEEPAGE* CON EL TLS

La caracterización topográfica y de las áreas afectadas por erosión por *seepage* se ha realizado a partir de una serie de escaneos de alta resolución obtenidos con el TLS. La caracterización del desmonte inferior se llevó a cabo a partir de los escaneos del desmonte completo. En cambio, para el estudio de la erosión por *seepage* se han seleccionado sólo las áreas que habían sido afectadas por dicho proceso. A estas dos áreas se las ha denominado S1 y S2. Se llevaron a cabo dos escaneos en cada sección, por lo que se obtuvieron un total de cuatro escaneos. Los dos primeros escaneos, S1-A y S2-A, se realizaron posteriormente al primer movimiento de material propiciado por la erosión por *seepage*, y también posteriormente a las actuaciones realizadas por los operarios dedicados al mantenimiento de la autovía A1. Los dos últimos escaneos, S1-B y S2-B, se realizaron al cabo de 408 días desde el inicio de las precipitaciones que desencadenaron el desarrollo del primer movimiento de material. Durante este periodo de tiempo se detectaron un mínimo de otros tres movimientos de material producidos por erosión por *seepage* que no fueron monitorizados, y otra actuación de los operarios encargados del mantenimiento de la carretera. Mientras que los dos primeros escaneos se realizaron justo después de las actuaciones de mantenimiento del talud, en cambio, el periodo de tiempo entre la última actuación de mantenimiento y los últimos dos escaneos fue de casi cuatro meses. Dentro de estos cuatro meses, tuvo lugar el periodo de precipitación P4 (tabla 5.2 del apartado 5.4.2). Este periodo de precipitación reactivó la erosión por *seepage*, y otros procesos de erosión hídrica, como son erosión laminar o en regueros.

5.4.5.1. CARACTERIZACIÓN TOPOGRÁFICA A PARTIR DE LOS DATOS OBTENIDOS CON EL TLS

Los cuatro escaneos se realizaron a distancias de entre 80 y 95 m, con una resolución de 2 mm (tabla 5.5). Se eligió esta resolución porque era suficientemente detallada como para crear MDEs en los que se representara fielmente la microtopografía producida por los procesos de erosión que se desarrollaron en las áreas estudiadas. Incluso, se llegó a modelar “terrones” de suelo centimétricos, y en los escaneos finales, regueros incipientes. La cantidad de puntos escaneados en cada desmonte se presenta en la tabla 5.5.

De las nubes de puntos de cada desmonte se seleccionaron las áreas afectadas por la erosión por *seepage*. Tal y como se describe en el apartado 3.3.1, a partir de las nubes de puntos seleccionadas se realizaron triangulaciones 3D (figura 5.16) y se obtuvieron los MDEs de cada desmonte (figura 5.17). Tal y como se muestra en la figura 5.16, estos MDEs sirvieron para caracterizarlos topográficamente (figura 5.18).

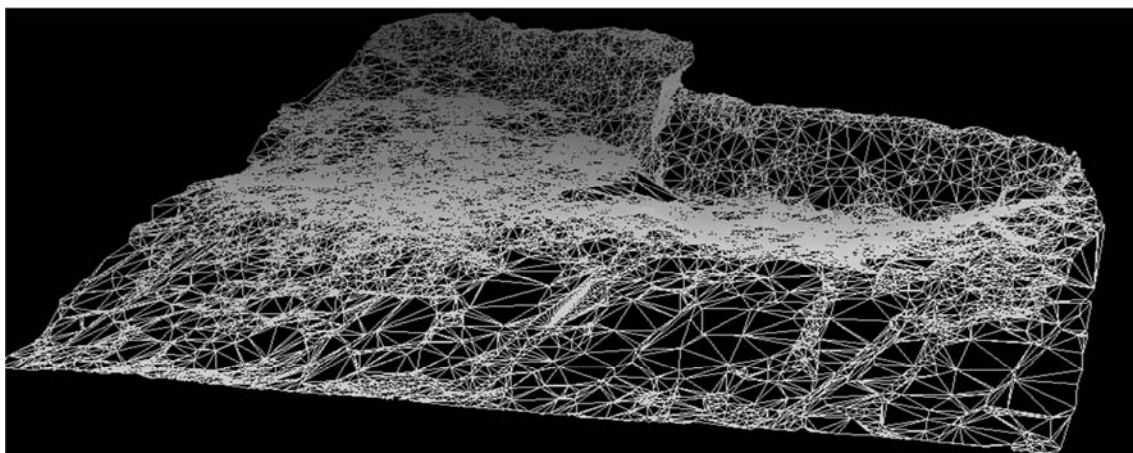


Figura 5.16. Ejemplo de la triangulación 3D del MDE del escaneo S2-A.

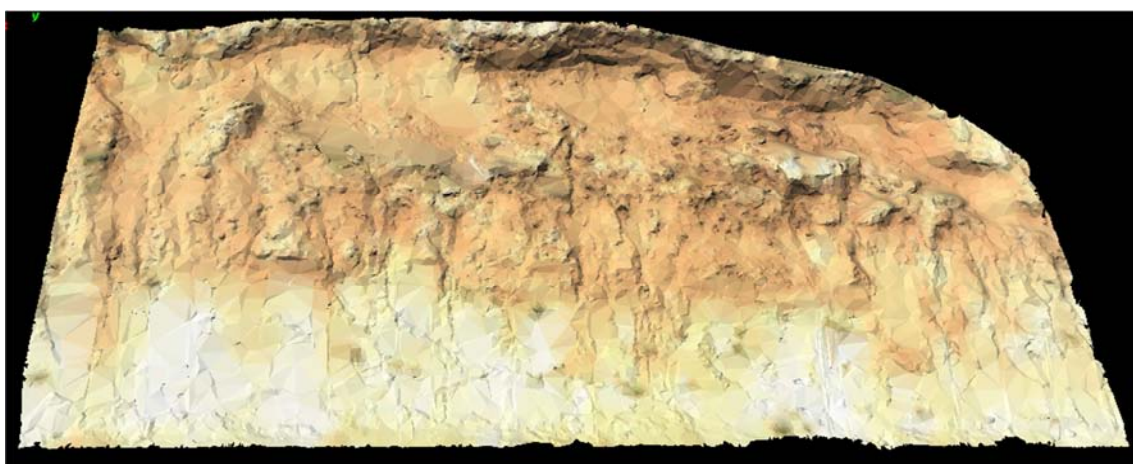


Figura 5.17. Ejemplo de un MDE de una de las áreas del desmonte inferior afectadas por la erosión por *seepage*. Este MDE corresponde al escaneo S1-A.

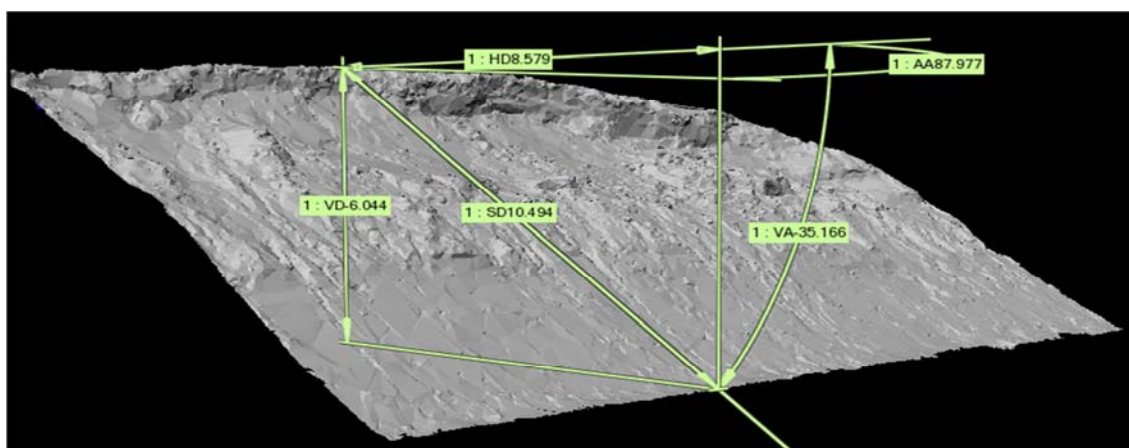


Figura 5.18. Ejemplo de algunas de las medidas topográficas realizadas en el área afectado por la erosión por *seepage* en S1-A.

Tabla 5.5. Características de los cuatro escaneos realizados. Los datos se refieren al conjunto del desmonte inferior, y no sólo a las áreas afectadas por la erosión por *seepage*.

ESCANEEO	S1-A	S1-B	S2-A	S2-B
Nube de puntos (nº)	$10.5 \cdot 10^6$	$7.1 \cdot 10^6$	$6.5 \cdot 10^6$	$6.2 \cdot 10^6$
Resolución (mm)	2	2	2	2
Distancia de escaneo (m)	80	95	80	95

5.4.5.2. RECONSTRUCCIÓN DE LA SUPERFICIE ORIGINAL DE LOS DESMONTES PARA LA ESTIMACIÓN DEL SUELO MOVILIZADO POR LA EROSIÓN POR *SEEPAGE*

Para estimar el volumen de sustrato que fue movilizado desde la aparición del primer proceso de erosión por *seepage*, y de otros parámetros asociados, se requiere de dos superficies: la primera es el MDE creado a partir de las nubes de puntos escaneadas; la segunda representa la superficie del talud previa a la erosión por *seepage*. Dado que no existían los datos originales de esta última superficie, se procedió a la "recreación" de una superficie hipotética, que representara lo más fielmente posible la superficie original. De acuerdo con la información obtenida del proceso de su construcción, los desmontes tenían un acabado liso. Para reconstruir la superficie hipotética previa a la erosión por *seepage*, se creó una superficie de interpolación, generada y ajustada a partir de la superficie del desmonte que no había sido afectada por la erosión por *seepage* (figura 5.19).

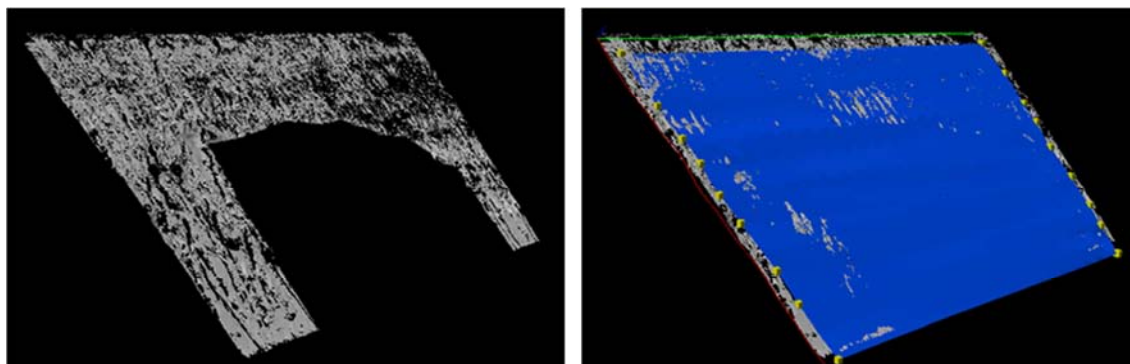


Figura 5.19. La imagen de la izquierda constituye un MDE 'real' de la parte del desmonte S1 que no fue afectada por la erosión por *seepage*. En la imagen de la derecha, la superficie azul muestra la reconstrucción de la superficie del desmonte previa a la erosión por *seepage* sobre el MDE de la imagen izquierda.

Se crearon dos superficies hipotéticas previas a la erosión por *seepage*, una para cada área del desmonte que había desarrollado este tipo de erosión. Cada una de estas superficies se comparó con los dos MDEs de cada área estudiada, obteniéndose mapas de la distribución de suelo movilizado y datos sobre la erosión y acumulación de suelo para cada MDE creado, así como la evolución de la redistribución del suelo.

5.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.5.1. CARACTERIZACIÓN TOPOGRÁFICA DE LAS SECCIONES DEL DESMONTE AFECTADAS POR LA EROSIÓN POR *SEEPAGE*

En la tabla 5.6 se presentan algunas de las características topográficas de los sectores del desmonte en los que se incluyen los escaneos S1 y S2. Estas propiedades se refieren a esos dos sectores del desmonte, completos, y no sólo a las dos áreas afectadas por la erosión por *seepage*.

Tabla 5.6. Características topográficas de los dos sectores del desmonte donde se ha desarrollado erosión por *seepage*. Estas propiedades se refieren al desmonte completo, y no sólo a las áreas afectadas por la erosión por *seepage*. "Anchura" es la distancia rectilínea perpendicular a la máxima pendiente afectada por la erosión por *seepage*. "Longitud" se refiere a la distancia rectilínea a lo largo de la máxima pendiente del desmonte. "Pendiente" se refiere al ángulo entre la horizontal y la "longitud". "Área planar" se refiere al área ocupada por una superficie plana que comprenda la zona escaneada del desmonte.

MDE	Anchura (m)	Longitud (m)	Pendiente (°)	Área planar (m ²)
S1	18.01	16.16	35.43	291.04
S2	10.80	16.45	34.51	177.66

En S1 la anchura es 7.21 m mayor que en S2, y la longitud es tan sólo 0.29 m menor. Estas diferencias hacen que el área planar de S1 sea un 38.96% (113.38 m²) mayor que el de S2 (tabla 5.6).

La pendiente media de S1 es 0.92° superior que la de S2 (tabla 5.6). No obstante, la pendiente media proyectada para este desmonte en el diseño de la infraestructura fue de 35°, la cual apenas difiere un máximo de 0.49° respecto a las pendientes medias de S1 y de S2 (tabla 5.6). Las pequeñas diferencias entre las pendientes medias de S1 y de S2 con los 35° proyectados se interpretan como desviaciones a la hora de llevar a cabo los movimientos de tierras. Estas desviaciones pudieron producirse tanto en las operaciones de mantenimiento previas al escaneo de los desmontes, como en la propia construcción del desmonte.

Mediante la comparación entre los datos de las variables topográficas de S1 y S2 (tabla 5.6), con los de las áreas afectadas por la erosión por *seepage* (tabla 5.7 del apartado siguiente), se ha realizado un análisis de la evolución geomorfológica de estas áreas, que se resume en el apartado siguiente.

5.5.1.1. EVOLUCIÓN GEOMORFOLÓGICA DE LAS ÁREAS DEL DESMONTE AFECTADAS POR LA EROSIÓN POR *SEEPAGE*

En la tabla 5.7 se presentan algunas de las características topográficas de los MDEs creados a partir de las dos zonas del desmonte afectadas por la erosión por *seepage*.

Tabla 5.7. Características topográficas obtenidas de los MDEs de los sectores del desmonte en los que se ha desarrollado erosión por *seepage*. "Anchura máxima" es la distancia rectilínea perpendicular a la máxima pendiente afectada por los procesos de erosión-sedimentación debidos al *seepage*. "Longitud máxima" se refiere a la mayor distancia rectilínea a lo largo de la máxima pendiente entre el pie del talud y la cota más alta del MDE (del espacio afectado por fenómenos de *seepage*). "Pendiente" se refiere al ángulo entre la horizontal y la "longitud máxima". "Área 3D" se refiere al área "real" (de la superficie en tres dimensiones) que ha sido afectada por los procesos de erosión-sedimentación debidos al *seepage*.

MDE	Anchura máxima (m)	Longitud máxima (m)	Pendiente (°)	Área 3D afectada (m ²)
S1-A	18.01	10.49	35.17	197.08
S1-B	18.01	10.91	34.19	207.68
S2-A	10.80	10.17	34.42	99.13
S2-B	10.80	10.19	31.97	99.51

Debido a que parte de los sedimentos movilizados por la erosión por *seepage* se acumuló al pie del desmonte, la anchura máxima se sitúa en dicho pie. No se observó desplazamiento lateral en la evolución de ninguna de las dos zonas estudiadas, de ahí que la anchura máxima entre los dos pares de escaneos no se haya modificado (tabla 5.7).

En S1 y en S2, tanto la longitud máxima como el área 3D de las zonas afectadas por *seepage* han aumentado en el transcurso del seguimiento (tabla 5.7). Sin embargo los aumentos han sido mayores en S1 que en S2. Así pues, respecto a S1-A, en S1-B la longitud máxima y el área 3D aumentaron un 4.0% (0.42 m) y un 5.4% (10.6 m²) respectivamente. Asimismo, respecto a S2-A, en S2-B la longitud máxima y el área 3D aumentaron un 0.2% (0.02 m) y un 0.4% (0.4 m²) respectivamente. Por tanto, aunque han aumentado tanto la longitud máxima como el área 3D de S1 y S2, este aumento ha sido mayor en S1. Por otro lado, debido a que no se produjo ninguna variación en la anchura ni en la parte inferior de los sectores estudiados, los aumentos de las longitudes máximas y de las áreas 3D tuvieron lugar en las partes más altas de las áreas afectadas por la erosión por *seepage*. Esto conlleva que durante el seguimiento de estos sectores, la erosión de cabecera producida por la reactivación de los procesos de erosión por *seepage* ha sido la responsable de estos aumentos de las longitudes máximas y de las áreas 3D. Así pues, al ser estos aumentos proporcionalmente mayores en S1 que en S2, se ha considerado que la actividad de la erosión por *seepage* en las partes más altas de los sectores estudiados fue mayor en S1 que en S2.

La pendiente media de S1-A (tabla 5.7) es 0.26° inferior que la del desmonte completo en el que se incluye S1 (tabla 5.6). La pendiente media de S2-A (tabla 5.7) es 0.09° inferior que la del desmonte completo en el que se incluye S2 (tabla 5.6). De estos datos se deduce que tanto en S1-A como en S2-A, que representan el estado de dos secciones del desmonte afectadas por procesos de erosión por *seepage*, se redujeron, aunque muy ligeramente, sus pendientes medias respecto a los desmontes completos, representativos de la morfología previa a la erosión por *seepage*. Esta reducción de la pendiente de S1-A y S2-A respecto a los desmontes completos se debe a la acumulación de sedimentos procedentes de zonas más elevadas en el pie del talud. Y a pesar de ser muy reducida, marca una tendencia. Esta tendencia hacia la reducción de la pendiente continuó en el periodo de seguimiento de los desmontes. Así pues, entre S1-A y S1-B, la pendiente se redujo en 0.98° , es decir un 2.8% de la de S1-A. Entre S2-A y S2-B, la pendiente se redujo en 2.45° , es decir un 7.1% de la de S2-B. La mayor disminución de la pendiente en S2 que en S1 indica que en S2 se han acumulado más sedimentos a su pie que en S1. Por otro lado, la reducción de la pendiente entre los MDEs S1-A y S2-A y los MDEs S1-B y S2-B fue mayor que entre los MDEs S1 y S2 y los MDEs S1-A y S2-A. En parte, esto es debido a que los escaneos con los que se realizaron los MDEs S1-A y S2-A se llevaron a cabo justo después de las primeras actuaciones de mantenimiento, las cuales "borraron", de algún modo, una reducción de la pendiente más acusada. En concreto, durante estas actuaciones, parte de los sedimentos se retiraron, y otra parte se compactaron en el pie del desmonte. En cambio, las segundas y últimas actuaciones de mantenimiento de los desmontes se realizaron cuatro meses antes del último par de escaneos, tiempo en el que se reactivó un nuevo proceso de erosión por *seepage*, además de otros procesos de erosión hídrica asociados a la escorrentía superficial. Debido a que las operaciones de mantenimiento no redistribuyeron el material acumulado al pie del desmonte por el último evento de erosión por *seepage*, la reducción de la pendiente ha sido mayor en el último par de MDEs que en el primero. Además, durante el periodo de tiempo transcurrido entre las últimas actuaciones de mantenimiento y el último par de escaneos se desarrollaron regueros en toda la superficie del desmonte y áreas de sedimentación a su pie (figura 5.20), contribuyendo a que se redujera la pendiente en el último par de MDEs. Por tanto, se puede asumir que las morfologías del último par de MDEs se aproximan a la evolución natural que habrían sufrido estos dos sectores del desmonte afectados por la erosión por *seepage* y otros procesos de erosión, y por consiguiente, suponemos que representan los estados iniciales de la evolución natural que habrían sufrido estos sectores de no haber estado sujetos a labores de mantenimiento.

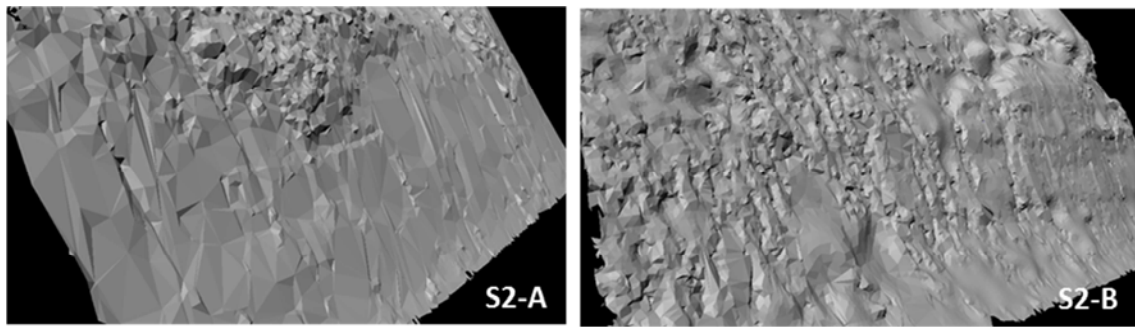


Figura 5.20. Imágenes de detalle de la parte inferior de los MDEs S2-A y S2-B.

Como arquetipo de la evolución de los perfiles longitudinales de los MDEs S1-A, S1-B y de su superficie simulada, en la figura 5.21 se representan tres grupos de perfiles ("A", "B" y "C").

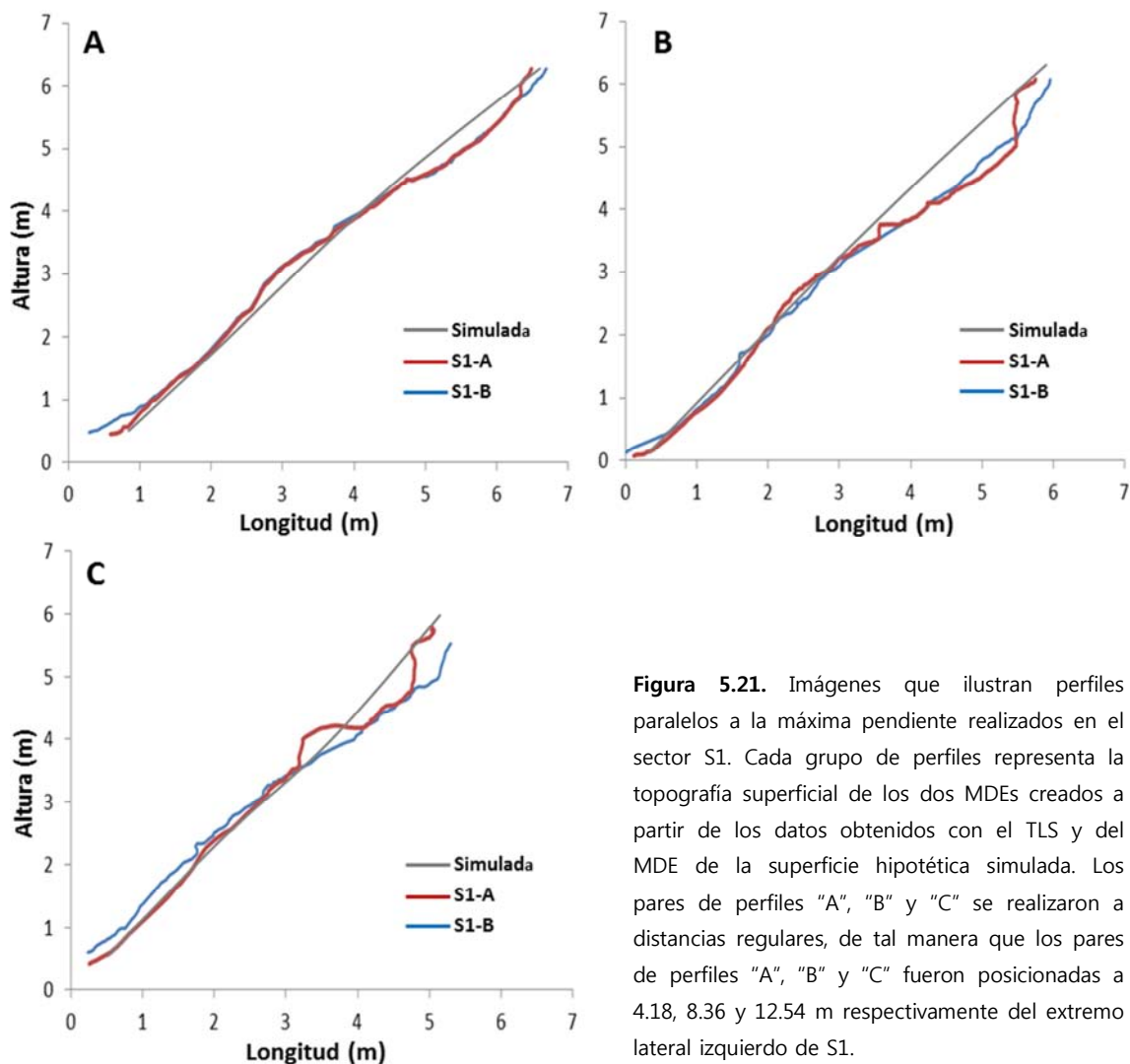


Figura 5.21. Imágenes que ilustran perfiles paralelos a la máxima pendiente realizados en el sector S1. Cada grupo de perfiles representa la topografía superficial de los dos MDEs creados a partir de los datos obtenidos con el TLS y del MDE de la superficie hipotética simulada. Los pares de perfiles "A", "B" y "C" se realizaron a distancias regulares, de tal manera que los pares de perfiles "A", "B" y "C" fueron posicionadas a 4.18, 8.36 y 12.54 m respectivamente del extremo lateral izquierdo de S1.

Los resultados obtenidos del análisis de los datos de las tablas 5.6 y 5.7 en cuanto a evolución de la longitud y de la pendiente, concuerdan con el análisis de los perfiles de la figura 5.21. Sin embargo, dependiendo de la ubicación de estos perfiles, se han obtenido

morfologías diferentes (figura 5.21). Esta heterogeneidad entre la morfología de los perfiles destaca en los dos tercios superiores de los perfiles del MDE S1-A, que corresponden con áreas no afectadas por las actuaciones de mantenimiento. Por ejemplo, en el perfil S1-A del grupo "C" (figura 5.21), se observa una acumulación de sedimentos hacia la altura de 4 m, que no aparece en los otros dos grupos de perfiles. La mayor heterogeneidad en el trazado de los dos tercios superiores de los perfiles del MDE S1-A, son indicadores de que el primer movimiento de *seepage* acumuló parte de los sedimentos producidos a diferentes alturas del desmonte. No obstante, durante el seguimiento del desmonte, la poca cohesión de sus sedimentos facilitó su erosión. Este hecho provocó que los perfiles de los MDEs creados a partir del último par de escaneos (S1-B y S2-B) presenten trazados más suavizados que los del primer par de escaneos (S1-A y S2-A) (figura 5.21).

La evolución de los perfiles de la figura 5.21 y de las características descritas en las tablas 5.6 y 5.7 revelan una tendencia del desmonte a alcanzar un mayor equilibrio geomorfológico con respecto a los factores ambientales de este entorno. En efecto, los procesos geomorfológicos activos que se han desarrollado en este desmonte tratan de compensar la perturbación generada por la construcción del desmonte, por un lado reduciendo su pendiente, y por el otro aumentando su longitud y su área "real" (3D). Como ya se indicó en la introducción de esta tesis, en lo que supone un punto de partida clave para comprender la actividad geomorfológica en taludes de infraestructuras lineales, la actuación de procesos geomorfológicos activos en estos escenarios tiende a llevar al sistema hacia estados de mayor equilibrio y estabilidad geomorfológica, y esto, generalmente, se consigue mediante procesos que movilizan materiales de las zonas más elevadas de los taludes, y los acumulan a sus pies, alcanzando perfiles de mayor estabilidad. Hecha esta observación es preciso matizar lo siguiente. La inestabilidad, aquí, la otorga la dinámica que desencadena los procesos de *seepage*, lo cual quiere decir que, en ausencia de los mismos, el perfil longitudinal original podría haber sido mucho más estable. Sea como fuere, hay un hecho que admite pocas discusiones: las actuaciones de mantenimiento que se han efectuado en este caso concreto, retirando parte de los sedimentos y compactando el resto en el pie del desmonte, han "trabajado" en contra de esta tendencia natural. Aunque las actuaciones de mantenimiento son necesarias para reducir la peligrosidad de la infraestructura, las acumulaciones de sedimentos en la superficie del talud efectuadas durante estas actuaciones pueden considerarse una práctica totalmente carente de sentido, que no sólo no favorece la estabilidad del desmonte, sino que aumenta considerablemente su inestabilidad. Y en tanto sigan produciéndose sedimentos en estos sectores, y estos sigan acumulándose en su base, es de esperar que los intensos procesos de erosión continúen, y por tanto, que sean necesarias operaciones de mantenimiento y recogidas de sedimentos periódicas.

Según el criterio desarrollado a partir de esta tesis, un diseño de la infraestructura adaptado a la geomorfología e hidrogeología locales, junto con medidas de control de la erosión adaptadas a la dinámica de los procesos de erosión locales, como por ejemplo mediante la mejora de las condiciones edáficas o la construcción de drenajes superficiales y subsuperficiales, mejorarían la estabilidad superficial del desmonte y favorecerían su revegetación, lo que a su vez, reduciría la peligrosidad y los gastos de mantenimiento. Estas medidas pueden integrarse en el diseño, en la construcción, en las labores de restauración, y en el propio mantenimiento. Y según el razonamiento del párrafo anterior, parece claro que, una vez que el proceso ha ocurrido, es preciso al menos prever que la acumulación de sedimentos sobre el propio talud es una medida totalmente contraproducente.

5.5.2. ANÁLISIS DE LA MORFOLOGÍA Y DE LA DISTRIBUCIÓN DE SUELO DEL DESMONTE AFECTADO POR LA EROSIÓN POR *SEEPAGE*

En las figuras 5.22 y 5.23 se presenta la distribución espacial del suelo erosionado y sedimentado, obtenida de la comparación de las dos superficies simuladas previas a la erosión por *seepage* con los cuatro MDEs S1-A, S1-B, S2-A y S2-B (tabla II.5. anexo II). En la tabla 5.8 se muestran los resultados totales de suelo movilizado para cada uno de estos cuatro MDEs.

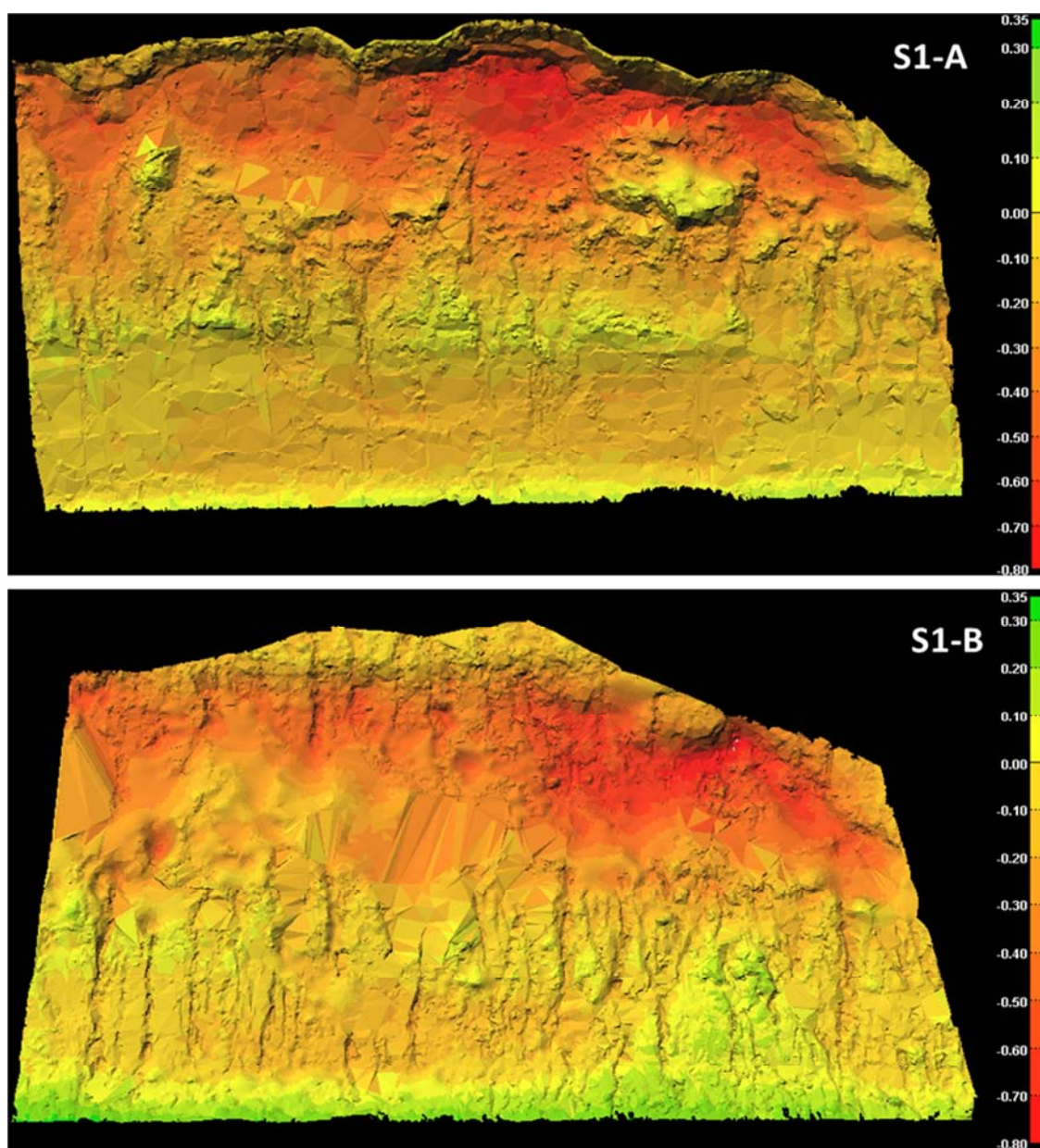


Figura 5.22. Distribuciones del suelo obtenidas a partir de la comparación de los dos MDEs realizados (escaneo inicial, A, y final, B) del sector del desmonte S1 afectado por la erosión por *seepage*, con la superficie del desmonte hipotética simulada previa a la primera manifestación de la erosión por *seepage*. En todos los casos la redistribución del suelo está expresada en metros.

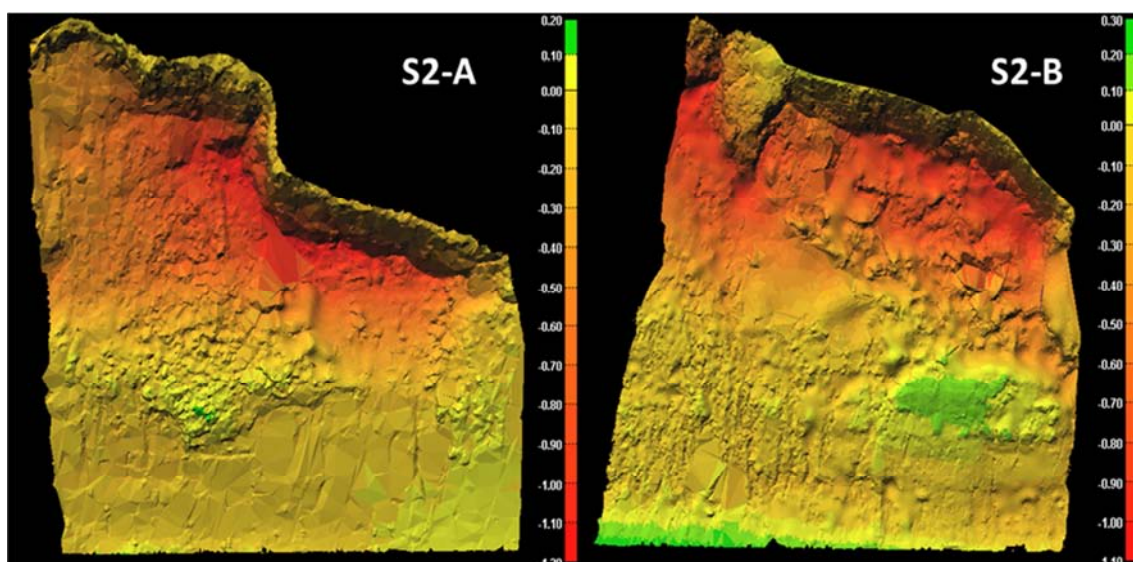


Figura 5.23. Distribuciones del suelo obtenidas a partir de la comparación de los dos MDEs realizados (escaneo inicial, A, y final, B) del sector del desmonte S2 afectado por la erosión por *seepage*, con la superficie del desmonte hipotética simulada previa a la primera manifestación de la erosión por *seepage*. En todos los casos la redistribución del suelo está expresada en metros.

Tabla 5.8. Estimaciones de suelo movilizado, obtenidas a partir de la comparación de los cuatro MDEs realizados (dos escaneos, A, inicial, y B, final, de las dos áreas del desmonte afectadas por la erosión por *seepage*, S1, y S2, con la superficie del desmonte hipotética simulada previa a la primera manifestación de la erosión por *seepage*). Las tasas de erosión se han estimado asumiendo una densidad media para todo el desmonte de $1.5 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$.

MDE	Suelo erosionado			Área erosionada		Material sedimentado			Área sedimentada	
	(m^3)	($\text{kg}\cdot\text{m}^2$)	($\text{kg}\cdot\text{m}\cdot\text{lineal}^{-1}$)	(m^2)	(%)	(m^3)	($\text{kg}\cdot\text{m}^2$)	($\text{kg}\cdot\text{m}\cdot\text{lineal}^{-1}$)	(m^2)	(%)
S1-A	35.77	349.10	2980.98	153.70	77.99	3.66	126.51	304.90	43.37	22.01
S1-B	37.32	352.91	3109.87	158.62	76.37	4.63	141.53	385.81	49.07	23.63
S2-A	31.11	513.11	4320.72	90.94	91.74	0.43	79.12	55.97	8.19	8.26
S2-B	29.16	492.97	4165.08	88.71	89.16	0.95	119.66	135.43	11.88	11.94

En las partes superiores de los cuatro MDEs, coincidiendo con las zonas de “vaciado” (o zonas deprimidas por el proceso erosivo de los deslizamientos), aparecen colores rojizos, indicativos de las mayores tasas de erosión (figuras 5.22 y 5.23). En cambio, en la parte inferior aparecen colores verdosos, indicativos de las mayores tasas de sedimentación (acumulación de las lenguas de los deslizamientos). En las partes intermedias aparecen fundamentalmente colores amarillentos, que coinciden con valores bajos de erosión y sedimentación.

El suelo erosionado por el primer proceso de erosión por *seepage* es de al menos $349.10 \text{ kg}\cdot\text{m}^2$ (tabla 5.8), o lo que es lo mismo, de $3491 \text{ Mg}\cdot\text{ha}\cdot\text{año}^{-1}$. Estos valores son dos órdenes de magnitud superiores al máximo tolerable por la USDA (1982), de $11.2 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, y tres órdenes de magnitud superiores a lo que se ha considerado como tasa máxima de erosión admisible para el desarrollo “correcto” de un suelo en taludes construidos en áreas de clima Mediterráneo, de $1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ (ver apartado 2.4.2, sobre tasa de erosión

admisible para taludes). Somos conscientes de que esta conclusión se obtiene para un sector muy concreto del desmonte, pero en todo caso, es indicativa de la inestabilidad de este sector. A continuación se realiza un análisis detallado de los datos de suelo movilizado de la tabla 5.8.

1. Análisis de las diferencias en la distribución de suelo entre las parcelas S1 y S2

En el primer par de MDEs (S1-A y S2-A), obtenidos de los escaneos del desmonte posteriormente al primer evento de erosión por *seepage*, el material total erosionado y el área erosionada de S1-A son, respectivamente, un 13.02% (4.66 m³) y un 40.83% (62.76 m²) mayores que los de S2-A; en cambio la tasa de erosión de S1-A es un 31.96% (164.01 kg·m⁻²) menor que la de S2-A (tabla 5.8). En el segundo par de MDEs, obtenidos de los escaneos del desmonte al finalizar el seguimiento, el material total erosionado y el área erosionada de S1-B son respectivamente un 21.86% (8.16 m³) y un 44.07% (69.61 m²) mayores que los de S2-B; en cambio la tasa de erosión de S1-B es un 28.41% (140.06 kg·m⁻²) menor que la de S2-B (tabla 5.8). La no coincidencia en una misma área (S1 ó S2) de los valores más altos del material total erosionado y de la tasa de erosión, tanto en el primer par de MDEs (S1-A y S2-A), como en el segundo (S1-B y S2-B), se explica porque a pesar de que en S1 se ha erosionado mayor cantidad de material que en S2, el área erosionada de S1 es muy superior a la de S2, lo que provoca que en ambas comparaciones la tasa de erosión de S1 sea inferior a la de S2.

Por otro lado, en el primer par de MDEs (S1-A y S2-A), el material total sedimentado, la tasa de sedimentación y el área sedimentada de S1-A fueron respectivamente un 88.25% (3.23 m³), un 37.46% (47.39 kg·m⁻²) y un 81.12% (35.18 m²) mayores que los de S2-A (tabla 5.8). Lo mismo ocurrió en el segundo par de MDEs (S1-B y S2-B), donde el material total sedimentado, la tasa de sedimentación y el área sedimentada de S1-B fueron respectivamente un 79.48% (3.68 m³), un 15.45% (21.87 kg·m⁻²) y un 75.79% (37.19 m²) mayores que los de S2-B (tabla 5.8).

De estos datos se deduce que el primer proceso de erosión por *seepage* produjo mayor erosión (m³) y sedimentación (m³ y kg·m⁻²) en S1 que en S2, algo que se ha mantenido durante el tiempo que ha transcurrido el seguimiento (tabla 5.8). A pesar de ello, la tasa de erosión de S1-A ha resultado un 31.96% (164.01 kg·m⁻²) menor que la de S2-A, lo que parece indicar que el primer proceso de erosión por *seepage* actuó con mayor intensidad en S2 que en S1.

Debido a que ninguna de las áreas monitorizadas forman cuencas hidrológicas cerradas, sino que se integran en otras más extensas dentro del propio desmonte, estos resultados podrían haber sido influidos total o parcialmente por los siguientes procesos de

redistribución del suelo: la entrada incontrolada de escorrentía y sedimentos procedente de las cotas más altas; la salida incontrolada de escorrentía y sedimentos hacia la cuneta del desmonte; los efectos producidos por las operaciones de mantenimiento efectuadas tanto en S1 como en S2. Los efectos de estos procesos no fueron cuantificados. Por tanto, las diferencias en la redistribución de suelo producidas entre S1 y S2 no se han debido únicamente a las variaciones en la actividad de los procesos de erosión por *seepage* entre ambos escenarios, sino también a las variaciones en la actividad de los procesos de redistribución de suelo recién mencionadas.

2. Análisis de la evolución de la distribución de suelo en las parcelas S1 y S2

Tal y como ya se ha comentado, en el periodo de tiempo en el que se ha monitorizado la evolución geomorfológica de estos sectores de los desmontes, acontecieron diversos procesos de pérdida de suelo, tales como una reactivación de los procesos de erosión por *seepage*, erosión hídrica laminar y en regueros, pequeños deslizamientos y movimientos en masa, junto con las labores de mantenimiento del talud.

Del estudio de la evolución de la distribución de suelo de las áreas estudiadas, el comportamiento erosivo de S1 ha sido muy diferente al de S2. Mientras que en S1 el material total erosionado, la tasa de erosión y el área erosionada han aumentado respectivamente en un 4.15% (1.55 m^3), un 1.01% ($3.81 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$) y un 3.10% (4.92 m^2) (tabla 5.8), en S2 ha ocurrido lo contrario, y el material total erosionado, la tasa de erosión y el área erosionada se han reducido respectivamente en un 6.27% (1.95 m^3), un 3.92% ($20.14 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$) y un 2.45% (2.23 m^2) (tabla 5.8). Se interpreta que el diferente comportamiento erosivo de S1 y S2 se debe a que ambas áreas se sitúan sobre una cuenca hidrológica abierta, con aporte de escorrentía y sedimentos provenientes de cotas más altas, y con emisión de escorrentía y sedimentos a la cuneta del desmonte. Más concretamente, que al final del seguimiento haya en S2 una menor tasa de erosión que al principio, ha sido posible por la redistribución de material producida por los procesos de erosión por *seepage*, laminar y por regueros, y por pequeñas caídas o movimientos en masa. Así pues, es posible que estos procesos, además de acumular sedimentos en áreas donde ya había habido sedimentación, también acumularan sedimentos en áreas previamente erosionadas, reduciendo la tasa de erosión. El origen de este material podría proceder del área monitorizada, de la parte superior no monitorizada del desmonte y de sedimentos arrastrados por la escorrentía proveniente de cotas más altas al desmonte.

En cambio, tanto en S1 como en S2 todos los parámetros monitorizados relacionados con el material sedimentado han aumentado (tabla 5.8). Así pues, el material total sedimentado, la tasa de sedimentación y el área total sedimentada aumentaron respectivamente en S1 en un 20.95% (0.97 m^3), un 10.61% ($15.02 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$) y un 11.61% (5.70 m^2) (tabla 5.8), y en S2 en un

54.73% (0.52 m³), un 33.87% (40.54 kg·m⁻²) y un 31.06% (3.69 m²) (tabla 5.8). Tal y como se observa en las figuras 4.20, 4.22 y 4.23, los sedimentos del último par de MDEs (S1-B y S2-B) se acumularon principalmente en su base, reduciendo su pendiente e incrementando su longitud y su área. Estos resultados coinciden con los obtenidos en el apartado 5.5.1.1, sobre la evolución geomorfológica de las áreas del desmonte afectadas por la erosión por *seepage*. En este apartado se dedujo que, a partir de la comparación entre los dos pares de MDEs, en el último par (S1-B y S2-B) se reflejaron intensos procesos de redistribución de suelo, que propiciaron que su morfología se asemejara en mayor medida los estados iniciales de la evolución natural que habrían sufrido estos sectores del desmonte de no haber estado sujetos a labores de mantenimiento

Además, la redistribución del suelo originada en las operaciones de mantenimiento ha podido influir en la evolución de las tasas de sedimentación y de erosión del desmonte. Pero tal y como ya se ha comentado, este último factor no ha podido ser cuantificado.

Por tanto, a pesar de que la erosión por *seepage* ha podido resultar determinante en la evolución de la redistribución de material producida en las áreas monitorizadas del desmonte, estos resultados muestran el complejo comportamiento erosivo de estas áreas, las cuales se encuentran muy influenciadas por otros procesos de redistribución del suelo, de difícil cuantificación.

5.6. CONCLUSIONES

1. En este capítulo hemos cuantificado los efectos geomorfológicos (erosivo-sedimentarios) producidos por un proceso de *seepage* en un desmante de una autovía, mediante la técnica del Láser Escáner Terrestre (TLS). En este sentido, el TLS ha demostrado ser una técnica de gran utilidad para estimar los volúmenes de suelo movilizado por fenómenos de *seepage* en taludes de infraestructuras lineales. Todo ello es especialmente útil, teniendo en cuenta la poca información existente sobre la cuantificación de los efectos que tienen este tipo de procesos en los taludes de infraestructuras lineales, y menos aún mediante el uso del TLS.
2. La modificación de la hidrología superficial y subterránea locales y la falta de medidas eficientes para el control de la erosión y la sedimentación en el entorno de esta infraestructura han causado intensos procesos geomorfológicos activos, por distintos mecanismos, en todo el entorno de la infraestructura. En el desmante estudiado, la combinación por un lado de una disposición de los niveles litológicos inclinados hacia el desmante, y por otro lado, un diseño de la infraestructura que ha desviado el aporte de escorrentía superficial hacia una plataforma situada sobre el desmante objeto de análisis, ha tenido el siguiente efecto: la infiltración de agua en esa plataforma ha incrementado los niveles de agua en el subsuelo del terreno que drenaba hacia el desmante, lo que ha favorecido el flujo de agua subterránea hacia su frente. Estos flujos han propiciado el desarrollo de la erosión por *seepage*, que desencadenó pequeños deslizamientos en el frente del desmante. En definitiva, desde nuestra interpretación, el factor desencadenante de estos procesos se asocia a una modificación de la circulación hidrológica subterránea, como consecuencia del proceso constructivo de la infraestructura, que no supo entender y manejar la circulación de agua superficial ni subterránea en su entorno. Aparte de las múltiples evidencias aportadas, también parece confirmar este hecho que los eventos de precipitación que dieron lugar a esos procesos geomorfológicos activos son de alta frecuencia y baja magnitud.
3. Un estudio más detallado de la hidrología local superficial y subterránea en la fase de diseño de la infraestructura (o en la Evaluación de Impacto Ambiental) habría ayudado a predecir el posible desarrollo de estos procesos de *seepage* en los desmantos estudiados. A partir de este conocimiento previo, se podrían haber tomado medidas de diseño y control de la erosión, bien para evitar o para minimizar los procesos erosivos y sedimentarios dentro de la infraestructura.
4. Debido a que las precipitaciones que han desencadenado los procesos de erosión por *seepage* no han sido excepcionales, y dado que todas las evidencias apuntan a explicar

este fenómeno por una dirección del drenaje superficial hacia la plataforma que culmina en el desmante estudiado, es de esperar que estos procesos de *seepage* continúen reactivándose, o que incluso aparezcan nuevos deslizamientos asociados a estos fenómenos en otras ubicaciones de este desmante. Esto indica que la peligrosidad de este tramo de la carretera A1 es alta.

5. La evolución geomorfológica de las áreas del desmante afectadas por la erosión por *seepage* muestran una tendencia a alcanzar progresivamente una configuración de mayor equilibrio respecto a la morfología creada por el primer episodio de *seepage*. La propia aparición de este primer episodio indica que el talud presentaba una inestabilidad potencial para que se pudiera producir este tipo de erosión. Posteriormente a la modificación puntual sobre la topografía del talud producida por la erosión por *seepage*, se originan otras inestabilidades potenciales, que dan lugar a la activación de otros procesos erosivos secundarios, que modifican y suavizan las formas abruptas que se han creado dentro del talud; por un lado reduciendo su pendiente, y por el otro aumentando su longitud y su área.
6. Las actuaciones de mantenimiento que se han desarrollado en estos sectores del desmante de la A-1 en los que han ocurrido procesos de erosión por *seepage* se han limitado a retirar, periódicamente, los sedimentos de la lengua de los pequeños deslizamientos que se habían acumulado en la cuneta, y a disponerlos y a compactarlos en el pie del desmante. Durante el periodo de tiempo en el que se ha seguido este desmante se ha observado como una serie de procesos de erosión hídrica, intensos y efectivos, han desmantelado estos sedimentos compactados en la superficie del desmante. Es de esperar que estos procesos de erosión continúen actuando sobre estos sedimentos inestables, de modo que serán necesarias nuevas operaciones de mantenimiento, lo que generará nuevos costes añadidos, totalmente evitables de haber actuado de otro modo. En definitiva, la práctica de "acumular" y compactar sedimentos sobre la superficie de un desmante de una infraestructura lineal puede considerarse como totalmente contraproducente, siendo más efectiva su retirada directa.
7. El suelo movilizado por el primer proceso de erosión por *seepage* es de al menos $349.10 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$, o lo que es lo mismo, de $3491 \text{ Mg}\cdot\text{ha}\cdot\text{año}^{-1}$. Estos valores son dos órdenes de magnitud superiores al máximo tolerable por la USDA (1982), de $11.2 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, y tres órdenes de magnitud superiores a lo que se ha considerado como tasa máxima de erosión admisible para el desarrollo de un suelo en taludes construidos en áreas de clima Mediterráneo, de $1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ (ver apartado 2.4.2, sobre tasa de erosión admisible para taludes). Como ya se ha indicado, si bien estas tasas se refieren a unas zonas muy concretas del desmante, ponen de manifiesto la imposibilidad o incapacidad de formar un suelo sobre estas superficies. Es más, se prevé que su continua evolución

erosiva afectará a otras zonas estables del desmonte, aledañas a la zona afectada por *seepage*.

6. ESTIMACIÓN DE LA EROSIÓN HÍDRICA EN TALUDES DEL ENTORNO DE BARAJAS. ANÁLISIS DE LOS FACTORES IMPLICADOS

6.1. INTRODUCCIÓN

Se ha llevado a cabo un diseño experimental en las carreteras M12, M13 y en los ramales de acceso a la Terminal 4 (T-4) del aeropuerto de Barajas (Madrid), en desmontes contruidos y mantenidos por la empresa OHL. La elección de dicho escenario se debe a que éste ya había acogido diseños experimentales en el marco de un proyecto de investigación denominado RECOTAL *Restauración ecológica de espacios afectados por la construcción de infraestructuras (2007-2008)*, el cual puede considerarse precursor del proyecto de investigación CLEAM, proyecto en el que se engloba esta tesis doctoral.

La restauración de los desmontes estudiados consistió en la aplicación de hidrosiembras "convencionales". En el proyecto RECOTAL, entre otros resultados, se constató que el éxito de la restauración fue muy bajo en estos desmontes. También se verificó que los procesos erosivos que se desarrollaban en estos desmontes estaban contribuyendo a que no se hubiera producido una correcta revegetación de los mismos.

Nuestra participación, en el marco del citado proyecto CLEAM y de esta tesis, ha ido dirigida hacia el entendimiento de cómo los procesos erosivos actuantes influían en la evolución geomorfológica de los desmontes, e impedían su restauración. Para ello, en diferentes desmontes del área seleccionada, se monitorizaron las precipitaciones y las pérdidas de suelo asociadas a cada episodio de precipitación registrado, y se estudiaron las propiedades físicas y geológicas que se consideraba que podían haber influido en los procesos erosivos y en la evolución geomorfológica de los desmontes.

6.1.1. MÉTODOS DE ESTIMACIÓN DE PÉRDIDA DE SUELO

Estimar la pérdida de suelo que se produce en estos desmontes es el objetivo fundamental en este diseño experimental, por lo que a continuación se realiza un resumen sobre los métodos más utilizados para dichas estimaciones. Según Almorox (1994), los diferentes métodos de estimación de pérdida de suelo se clasifican en cualitativos y cuantitativos.

- Métodos cualitativos. No recurren a valoraciones numéricas cuantitativas, sino a adjetivaciones de los caracteres que se tienen en cuenta. Entre estos métodos, destaca la cartografía de unidades homogéneas en función de los principales parámetros que controlan los procesos erosivos con una atribución de baremos subjetivos. Las formas y grados de erosión se pueden determinar mediante:
 - a) Sensores remotos: abarcan una amplia gama de técnicas, desde fotografías a gran escala hasta imágenes de satélite, de radar y térmicas. Permiten la apreciación de huellas de erosión y la posibilidad de definir los elementos físicos más relevantes, como las redes de drenaje o las áreas de incisión y deposición.
 - b) Respuesta de la vegetación a la erosión del suelo: la vegetación es esencial para una correcta conservación del suelo, y la erosión puede llegar a degradar tanto el suelo que se llegue al límite de la supervivencia vegetal, de ahí que pérdida de vegetación y aumento de la erosión estén íntimamente relacionados.
- Métodos cuantitativos. Permiten la estimación numérica de la erosión. En este caso, la erosión se puede determinar por medidas directas en el terreno (estimaciones volumétricas de pérdidas de suelo y perfiladores microtopográficos), mediante la estimación a partir de ensayos (parcelas experimentales y simuladores de lluvia), y por medidas asociadas a los sedimentos del suelo de Cesio 137, materia orgánica o fósforo. Pero también se puede determinar por métodos indirectos, que son representaciones simplificadas de la realidad, para lo que es necesario la realización de modelos de los sistemas naturales que se adapten a la realidad lo mejor posible. Se detallan a continuación, con más detalle, algunos métodos directos e indirectos.
 - a) Métodos Directos.
 - Parcelas de erosión: son uno de los métodos más utilizados para el seguimiento y evaluación de la erosión hídrica (López-Bermúdez *et al.*, 1993; De Alba, 1998; Cerdá, 2001). Permiten medir la producción de escorrentía y sedimentos en una superficie de terreno delimitada, en la que conocemos sus características edáficas, topográficas, recubrimiento del suelo, estado de la vegetación, sistemas de manejo aplicados y usos del suelo.

- Cuencas y microcuencas: se trata de unidades hidrológicas de las que se puede obtener información sobre las precipitaciones, flujos de agua, procesos erosivos, emisión de sedimentos, identificación de áreas fuente y áreas de depósito de suelo. Mediante la colocación de estaciones de aforo y de distintos sistemas de muestreo se pueden cumplir estos objetivos satisfactoriamente; sin embargo, los procesos de extrapolación temporal y espacial pueden presentar grandes incertidumbres, si no se cuenta con series largas de datos y si las características ecológicas de los espacios a comparar no son homogéneas.
 - Mediciones volumétricas: el cálculo del volumen de suelo erosionado se puede realizar mediante piquetas, clavos, agujas, perfiladores microtopográficos, rugosímetros, levantamientos topográficos y trampas de sedimentos. Las tasas de erosión se determinan con el rebajamiento de suelo, las variaciones locales de volumen y las microformas resultantes.
- b) Métodos Indirectos. Dentro de los modelos predictivos de erosión desarrollados, destaca la RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*, 1985), sucesor de la USLE (Wischmeier & Smith, 1978). Este modelo fue realizado a partir de datos obtenidos de la investigación en más de 10000 parcelas de erosión localizadas en EEUU. Aunque este método no es útil para grandes cuencas hídricas, según Caltrans (2010, 2011⁹), puede ser útil para determinar las tasas de erosión con anterioridad a la construcción de taludes de infraestructuras lineales, y como modelo predictivo.

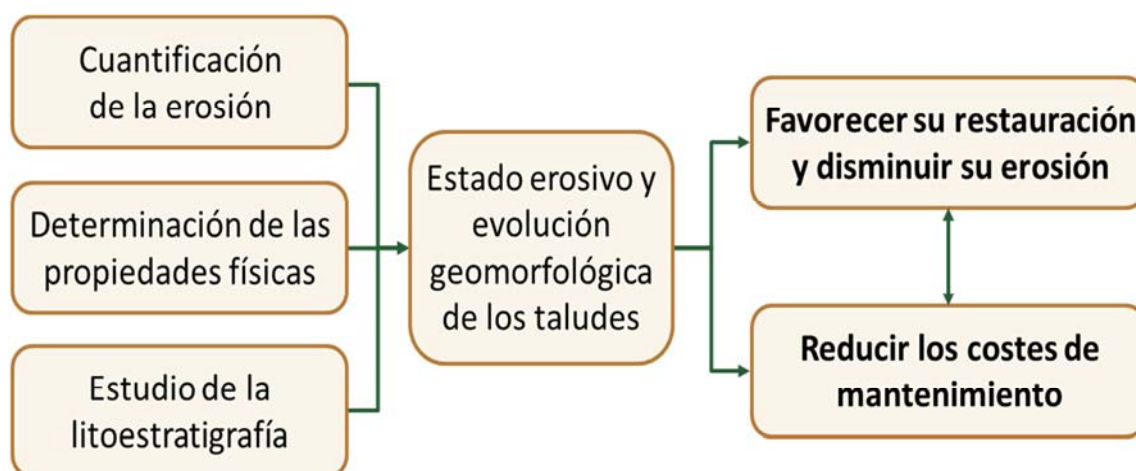
Las trampas de sedimentos, referidas en la bibliografía como *sediment fences* o *silt fences*, ha sido la metodología utilizada para estimar la pérdida de suelo de los taludes estudiados. Paradójicamente se trata de una metodología novedosa en nuestro país, a pesar de que ha sido muy utilizada en países como EE.UU. desde hace ya muchos años. Se compone de una barrera fija compuesta por un geotextil capaz de retener los sedimentos y dejar infiltrar el agua. Se utiliza para estimar la carga de sedimentos que aportan los procesos de erosión hídrica que se desarrollan aguas arriba de la trampa (Robichaud & Brown, 2002). Para estudios científicos que traten de estimar la producción de sedimentos de una ladera es necesaria la ubicación de varias trampas que sirvan como réplicas. Resulta una técnica ideal para evaluar el estado erosivo de laderas y la efectividad de tratamientos para la estabilización del suelo (Robichaud, 2005). Además, presenta la ventaja de que es una metodología de pérdida de suelo cuantitativa y directa que no modifica ninguna de las propiedades del suelo que afectan a su estabilidad, por lo que es idónea para el seguimiento de las pérdidas de suelo de los taludes.

6.2. HIPÓTESIS DE TRABAJO

La primera hipótesis de trabajo consiste en que a partir de la cuantificación del suelo erosionado en una serie de desmontes, del análisis de la pluviografía y de las propiedades físicas y litoestratigráficas de esos mismos desmontes, se podrá determinar el estado erosivo en el que se encuentran, e identificar los factores y propiedades que expliquen las diferencias entre las pérdidas de suelo obtenidas.

Una vez entendido el funcionamiento de los procesos erosivos que se desarrollan en los desmontes, la segunda hipótesis de trabajo consiste en que será posible establecer pautas o directrices que permitirán abordar procesos de restauración y revegetación más eficientes, minimizando las pérdidas de suelo por erosión y reduciendo los costes de mantenimiento asociados al control de la erosión y la sedimentación.

En este capítulo trataremos de demostrar mediante el desarrollo de un diseño experimental la primera hipótesis, mientras que la segunda hipótesis quedará planteada a nivel de discusión.



Esquema general que muestra el contexto de investigación desarrollado en este capítulo. Sin negrita aparecen los temas abordados, mientras que en negrita figura lo que sería la continuación y aplicación del conocimiento adquirido.

6.3. OBJETIVOS

El objetivo general ha consistido en determinar el estado erosivo y la evolución geomorfológica de siete desmontes del entorno de la T4 del aeropuerto de Barajas. Este objetivo general se ha articulado en los siguientes objetivos específicos:

1. Estimar la erosión hídrica y la emisión de sedimentos que tienen lugar en desmontes de infraestructuras lineales. Todo ello mediante el uso de medidas directas a partir de trampas de sedimentos (*sediment fences*).
2. Determinar qué factores explican la variabilidad en las tasas de erosión producidas por los distintos episodios de precipitación. Para ello se analizó la pluviometría de cada registro de precipitación.
3. Determinar qué factores explican las diferencias entre las tasas de erosión obtenidas para cada desmonte. Para ello, se ha realizado un seguimiento periódico de la cubierta vegetal, y se han analizado las características topográficas, estratigráficas y edáficas que se consideró que podían haber influido en la respuesta erosiva de cada desmonte.
4. Identificar los diferentes patrones de evolución geomorfológica que se han desarrollado en estos desmontes.
5. Sintetizar el conocimiento adquirido, con el fin de que éste sirva para ser integrado en la mejora de la restauración y revegetación de taludes de infraestructuras lineales, para minimizar las pérdidas de suelo por erosión y los costes de mantenimiento.

6.4. MATERIAL Y MÉTODOS

6.4.1. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se sitúa en las carreteras M12, M13 y en los ramales de acceso a la Terminal 4 (T-4) del aeropuerto de Barajas, Madrid (latitud 40° 29"N y longitud 03° 36"W, situado a 630 metros sobre el nivel del mar) (figura 6.1). Concretamente, se estudiaron 7 desmontes diferentes, contruidos sobre materiales detríticos de las facies intermedias de la Cuenca Sedimentaria de Madrid (ver apartado 3.1).

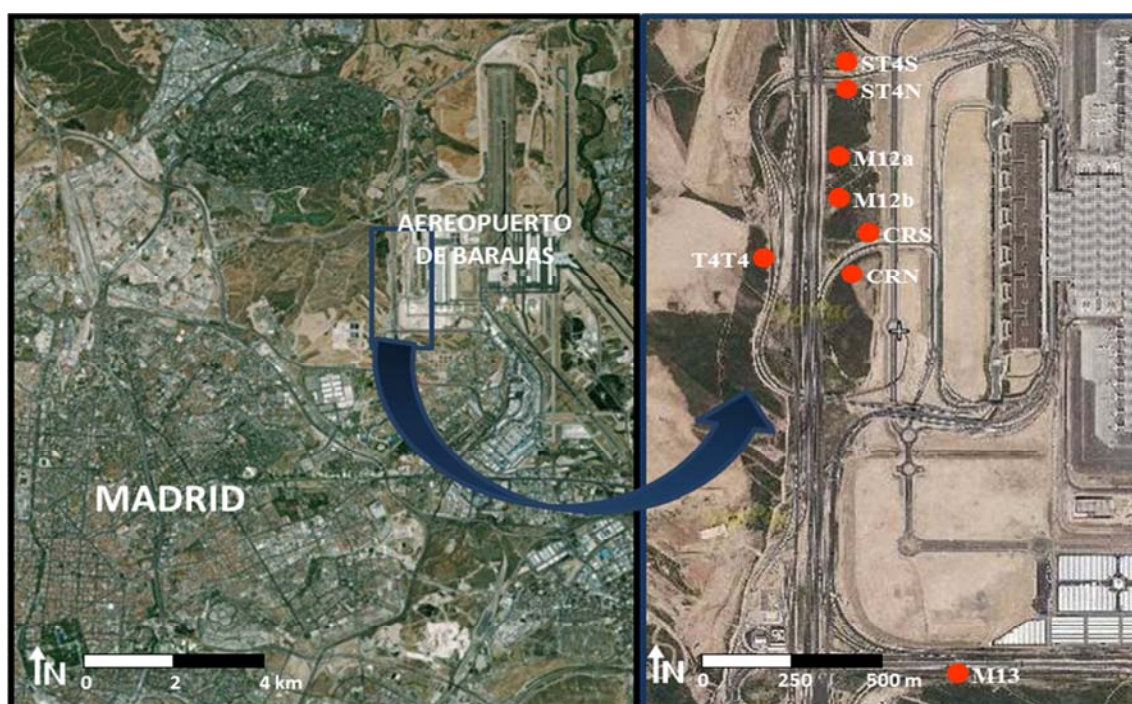


Figura 6.1. Localización de los desmontes estudiados (puntos rojos) en el entorno de la Terminal 4 del aeropuerto de Barajas de Madrid.

Según la clasificación de Köppen, el clima de esta localización es templado mediterráneo, de matiz continental, con veranos secos y precipitaciones poco abundantes, concentradas en primavera y otoño. La precipitación media anual es de 436 mm·año⁻¹. La temperatura media anual es de entre 12.5° y 15°.

En este emplazamiento, la sedimentos detríticos están compuestos fundamentalmente por arcasas finas, limos y arcillas (IGME, 1988). Estos sedimentos forman parte del acuífero detrítico terciario de esta cuenca sedimentaria, en la subcuenca hidrográfica del río Jarama, perteneciente a la cuenca hidrográfica del río Tajo (CM, 2006). Desde un punto de vista geomorfológico, el paisaje se caracteriza por relieves de campiñas (con lomas y vaguadas); es decir, terrenos amplios y extensos, donde una red de arroyos de escasa entidad se

encajan en los materiales terciarios (CM, 1992). Los suelos son del tipo Inceptisol xérico, que se caracterizan por presentar un grado de evolución intermedio (IGME, 1988).

Barajas se incluye dentro del casco urbano de Madrid, pero se caracteriza por presentar un tejido urbano discontinuo. El paisaje circundante está formado por un mosaico formado por cultivos abandonados y parches remanentes de vegetación.

Es decir, se trata de un tipo de vegetación de campiña, dominada por cultivos de secano entre los que se intercalan formaciones de arbustos y matorrales principalmente (CM, 2006). La vegetación de esta zona pertenece a la serie supra-mesomediterránea guadarrámica silicícola de la encina (Rivas-Martínez, 1987). Su estado maduro clímax corresponde a bosques de encinas (*Quercus rotundifolia*), en los que también abundan los enebros (*Juniperus oxycedrus*). Las áreas de matorral se componen fundamentalmente de retama (*Retama sphaerocarpa*); en áreas de matorral más degradadas aparece jara (*Cistus ladanifer*), lavanda (*Lavandula pedunculata*), romero (*Rosmarinus officinalis*) y tomillo (*Helichrysum serotinum*). También aparecen áreas con pastizales formados por las gramíneas *Stipia gigantea*, *Agrostis castellana* y *Poa bulbosa* (Rivas-Martínez, 1987).

Los desmontes estudiados fueron construidos entre 2002 y 2005. Posteriormente a su construcción, la aplicación de hidrosiembras fue la única medida tomada para su restauración. La monitorización se inició en abril de 2008, por lo que se ha estudiado el estado erosivo de desmontes de entre 3 y 6 años de antigüedad, que fueron restaurados únicamente mediante hidrosiembras con mezclas de semillas "convencionales".

6.4.2. ESTIMACIÓN DE LA EROSIÓN DE SUELO MEDIANTE TRAMPAS DE SEDIMENTOS (*SEDIMENT FENCES*)

Se instalaron un total de 24 trampas de sedimentos en 7 desmontes diferentes (figuras 6.2 y 6.3). En cada localización objeto de estudio se colocaron tres réplicas, situadas en la parte inferior de los desmontes, con el fin de recoger el sedimento arrastrado por la escorrentía generada por la lluvia.

El seguimiento de la producción de sedimentos se realizó durante el periodo que comprende desde abril de 2008 hasta septiembre de 2010, ambos meses incluidos. Tras cada episodio de precipitación se ha procedido a la limpieza de cada una de las trampas (figura 6.2) y al pesado de los materiales depositados en las mismas (tablas III.1-3, anexo III). El total del material recogido, o bien una muestra representativa de los sedimentos si la cantidad era elevada, eran llevados al laboratorio, para obtener su peso en seco.



Figura 6.2. Instalación de las tres trampas de sedimentos del desmonte ST4S (izquierda). Aspecto de una de las trampas de sedimentos a punto de finalizar su instalación (centro). Recogida de sedimentos después de un episodio de precipitación (derecha).



Figura 6.3. Fotografías de una de las tres trampas de sedimentos colocadas en cada uno de los desmontes monitorizados.

6.4.3. LOCALIZACIÓN DE LAS TRAMPAS DE SEDIMENTO EN FUNCIÓN DE LA ORIENTACIÓN

De los siete desmontes monitorizados, al menos uno de ellos quedó orientado hacia cada uno de los cuatro puntos cardinales. La organización de las trampas de sedimentos en los distintos desmontes en función de su orientación quedó de la siguiente manera: seis trampas en dos localizaciones de un mismo desmonte de la M12 orientado hacia el Oeste (M12a y M12b); tres trampas en un desmonte de la M13 orientado hacia el Norte; seis trampas en dos desmontes enfrentados, en la salida de la T4, orientados hacia el Sur y hacia el Norte (ST4S y ST4N); tres trampas en un desmonte de la carretera que une la entrada y la salida de la T4 orientado hacia el Este (T4T4); y seis trampas en dos desmontes enfrentados, ubicados en la carretera que discurre desde la M12 al *Rental Car* de la Terminal 4, orientados hacia el Sur y hacia el Norte (CRS y CRN), (tabla 6.1). Una de las trampas del desmonte, la M12b, dejó de ser operativa, razón por la cual durante este estudio se ha realizado un seguimiento de las 23 restantes.

Tabla 6.1. Orientación y número de parcelas de cada desmonte monitorizado.

Desmonte	ST4N	ST4S	CRS	CRN	T4T4	M13	M12-a	M12-b
Orientación	N	S	S	N	E	N	W	W
Parcelas (nº)	3	3	3	3	3	3	3	2

La orientación del talud es un factor que puede influir en la cubierta vegetal y por tanto también en la producción de sedimentos. Las orientaciones Sur reciben la mayor radiación solar de todas las orientaciones posibles, resultando por tanto en un microclima más caluroso y seco, y empeorando las características hidrológicas del suelo (Desta *et al.*, 2004; Warren, 2008). Así pues, los taludes orientados al Sur tienen mayores tasas de radiación solar que los orientados hacia el Norte, y los taludes orientados al Oeste mayores que los orientados al Este (Cantón *et al.*, 2004_b; Nadal-Romero *et al.*, 2007; Warren, 2008). La interacción entre el establecimiento de las semillas y la disponibilidad de agua en el suelo puede explicar la baja cubierta vegetal de las laderas orientadas al Sur en comparación con las orientadas al Norte, y de las orientadas al Oeste con respecto a las orientadas hacia el Este. Por otro lado, la presencia de vegetación reduce la erosión, aumentando la estabilidad de los agregados del suelo, protegiendo al suelo del impacto de las gotas de agua, incrementando su capacidad de infiltración y frenando la escorrentía (Thornes, 1990; Morgan, 1995). Por tanto, es de esperar que con el aumento de la cubierta vegetal se reduzca la erosión, y que con la reducción de la cobertura vegetal aumente la erosión. De esta manera, también es de esperar que la orientación de los desmontes influya de forma creciente en la producción de sedimentos en el siguiente orden: Norte, Este, Sur y Oeste. Así pues, se ha estimado la influencia de la orientación en las producciones de sedimentos y en las cubiertas vegetales totales acumuladas de los desmontes estudiados.

6.4.4. REGISTRO DE LA CANTIDAD E INTENSIDAD DE CADA EPISODIO DE PRECIPITACIÓN MEDIANTE PLUVIÓGRAFOS

En la fase de toma de datos se realizó un estudio pluviométrico detallado. Para ello, se instaló un pluviógrafo del tipo *Rain Collector II* junto con un pluviómetro totalizador, con un *Data Logger Hobo* para el registro de datos (tabla III.4, anexo III).

El periodo de toma de datos abarcó 2.5 años. Los seis meses con datos de precipitación que no pertenecen a los dos años hidrológicos completos (2008-2009 y 2009-2010) se registraron entre los meses de abril y septiembre de 2008. Estos meses incluyen el verano y los meses de primavera y otoño más cercanos a esa estación, periodo con menor precipitación que los otros seis meses del año. Por este motivo, para la obtención de los valores anuales, o de las tasas medias anuales, sólo se han tenido en cuenta los datos registrados durante los dos años hidrológicos completos.

Trabajos realizados en Europa y EE.UU. indicaron que más del 50% de las pérdidas totales de suelo por erosión hídrica correspondieron a episodios extremos (Bradford & Piest, 1980; Grissinger & Murphey, 1989). En otros estudios realizados en España, en Almería (Poesen *et al.*, 1996) y en Toledo (De Alba *et al.*, 1998, 2003), los porcentajes de las tasas anuales de erosión causados por los eventos extremos de precipitación fueron aún mayores, de más del 80%. Por tanto, las diferencias entre la producción de sedimentos de cada registro se han tratado de explicar a partir de sus respectivas intensidades de precipitación. Para ello, se han correlacionado las producciones de sedimentos asociadas a cada registro con sus respectivas intensidades máximas de precipitación durante 60 minutos (I_{60}), 30 minutos (I_{30}), 15 minutos (I_{15}) y 5 minutos (I_5), y también respecto a sus precipitaciones totales acumuladas.

6.4.5. UNIDADES CON CUBIERTA VEGETAL HOMOGÉNEA (UCVHs): CARACTERIZACIÓN Y SEGUIMIENTO

Como ya se ha apuntado, durante el periodo de seguimiento de este diseño experimental también se han cuantificado las variaciones del porcentaje de cubierta vegetal (figura 6.4; tablas III.6-8, anexo III).



Figura 6.4. Estas dos fotografías de fechas diferentes del desmonte CRS-2 denotan una variación de la cubierta vegetal. La imagen de la izquierda, tomada el 08/02/2009, presenta menor cobertura vegetal que la de la derecha, tomada el 18/06/2010.

El seguimiento del porcentaje de cubierta vegetal se ha realizado para las áreas o cuencas contribuyentes a cada trampa de sedimento (figura 6.5). Dada la necesidad de no modificar las condiciones del sustrato de esas cuencas, para no influir en los procesos erosivos, junto con la dificultad para desplazarse a lo largo de los desmontes (debido a la alta pendiente), las estimaciones se han realizado de manera visual y mediante cámara fotográfica. Las medidas se han efectuado entre los diferentes desmontes y sus réplicas, con el fin de obtener la influencia que tiene este factor en las tasas de erosión.

Dentro de cada parcela de cada desmonte se han identificado una serie de teselas que hemos denominado Unidades con Cubierta Vegetal Homogénea (UCVHs) (figura 6.5). Se consideró que el grado de cubierta vegetal podría influir en su comportamiento erosivo, y por tanto en el comportamiento y evolución geomorfológicos de los desmontes. Por este motivo se realizaron medidas de los porcentajes de vegetación en cada una de las UCVHs definidas (tabla III.5, anexo III). Las UCVHs se delimitaron a modo de franjas con anchura variable a lo largo del perfil longitudinal de los desmontes, de forma que cuando las diferencias entre los porcentajes de suelo desnudo eran superiores al 10% se delimitaban dos UCVHs. De esta manera, para el conjunto de las parcelas estudiadas se han identificado 141 UCVHs (tabla 6.2).

Tabla 6.2. Número de Unidades con Cubierta Vegetal Homogénea (UCVHs*), definidas a partir de porcentajes homogéneos de recubrimiento superficial en cada una de las parcelas monitorizadas.

Desmonte Parcela	ST4N			ST4S			CRS			CRN			T4T4			M13			M12-a			M12-b		Todos
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	5	6	Todas
UCVHs* (nº)	4	5	5	14	12	12	6	6	6	6	6	4	6	6	6	4	5	5	3	5	5	5	5	141

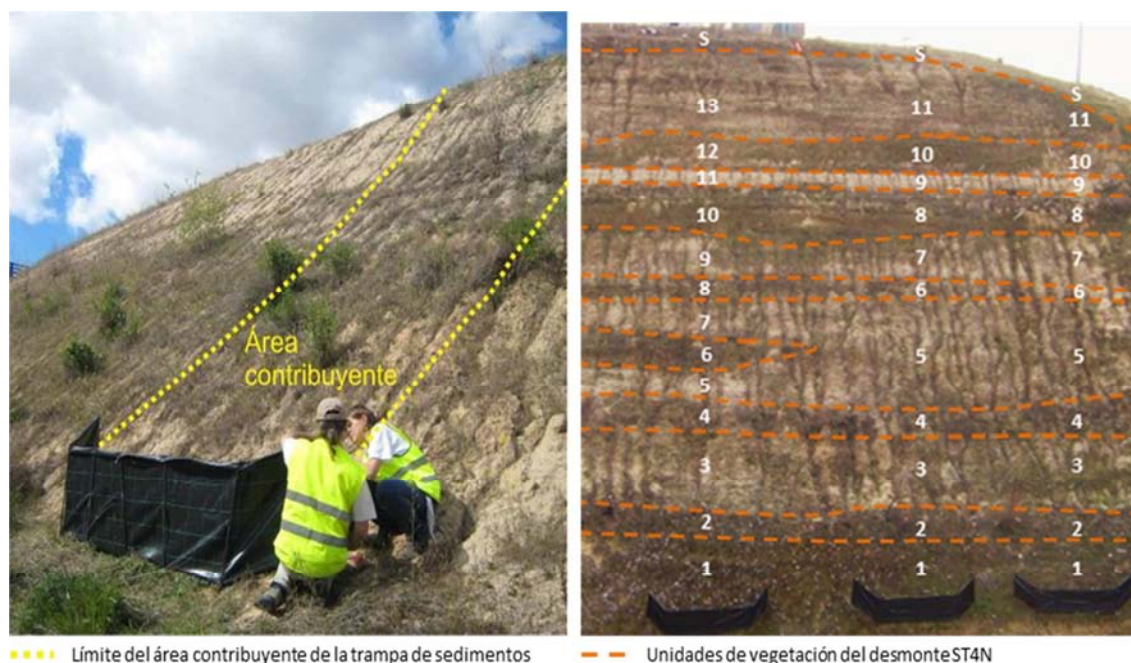


Figura 6.5. Izquierda. Representación del área contribuyente a una trampa de sedimento, sobre el que se han efectuado los seguimientos del porcentaje de cubierta vegetal. Derecha. Unidades con porcentajes homogéneos de cubierta vegetal del desmante ST4N.

Se ha podido establecer que la disposición de las UCVHs se corresponde fundamentalmente con variaciones litológicas. Sin embargo, las UCVHs no se corresponden exactamente con cada uno de los estratos sedimentarios que forman los desmontes. Por ejemplo en el desmante ST4N, formado por 17 estratos (ver figura 6.8 en el siguiente apartado), aparecen entre 11 y 13 UCVHs. Por tanto, en el caso de ST4N, algunas UCVHs están formadas por más de un estrato. Esto mismo ocurre en el resto de parcelas, menos en M12-2, 3, 5 y 6, en las que sí coincide la disposición de todos los estratos con la disposición de las UCVHs.

En la bibliografía consultada se han encontrado estudios que describen distintos tipos de unidades homogéneas a escala de paisaje, las cuales se diferencian en función de una respuesta hidrológica o erosiva homogénea (Bodoque *et al.*, 2011). A estas unidades se las define en la literatura como HRUs (unidades de respuesta hidrológica homogénea) (Uhlenbrook, 2003; Cammeraat, 2004; Beighley *et al.*, 2005), o también como ERUs (unidades de respuesta erosiva homogénea) (Flügel *et al.*, 1999; Märker *et al.*, 2001; Sidorchuk *et al.*, 2003). Estas unidades tienen un comportamiento hidrológico y erosivo homogéneo dentro de la unidad, pero diferente entre ellas, debido a las variaciones de diferentes parámetros

ecológicos, tales como la textura del suelo, el tipo de suelo, la profundidad del suelo, las condiciones climáticas o la topografía (Kosmas *et al.*, 2000). Como se ha indicado, la bibliografía consultada muestra cómo estas unidades se utilizan para estudiar grados erosivos a “escala de cuenca”. Sin embargo, no se han encontrado estudios que estimen la influencia de las HRUs o las ERUs en el grado de la erosión a “escala de ladera”, como es el caso de los taludes de infraestructuras lineales. Tampoco se han encontrado estudios que estimen la influencia de las unidades que aquí hemos denominado UCVHs en el comportamiento erosivo y en la evolución geomorfológica de los taludes.

Se sugiere, a nivel de hipótesis, que la formación de unidades con cubierta vegetal homogénea, organizadas aquí como UCVHs, se debe a diferencias en la capacidad de retención de agua de los estratos y por tanto a diferencias en la disponibilidad del agua para la vegetación. La mayor o menor capacidad de los estratos para retener humedad se asocia al porcentaje de material fino. Así, los suelos con mayor proporción de finos tienen mayor disponibilidad de agua para las plantas (Saxton *et al.*, 1986; Brady & Weil, 2008), (figura 6.6). Además, mayores proporciones de material fino producen un efecto de impermeabilización, impidiendo que el agua infiltre al estrato inferior. Al contrario, estratos formados por porcentajes bajos de material fino permiten que gran parte del agua infiltre, hasta que llegue a un nivel con suficiente material fino como para retenerlo.

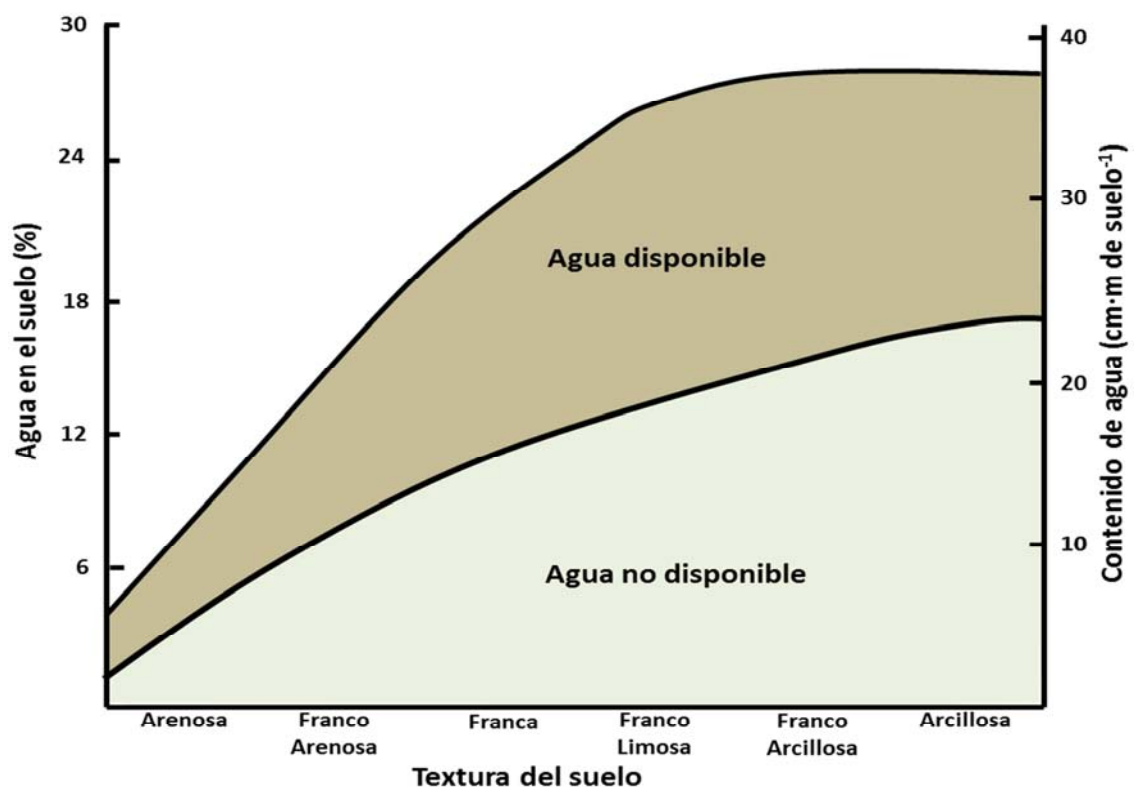


Figura 6.6. Representación gráfica del agua disponible para la vegetación dependiendo de la textura del suelo. Modificado de Brady & Weil (2008).

Además de las UCVHs definidas, se ha detectado que en la culminación de los desmontes estudiados aparece un nivel con porcentajes de vegetación más altos que la media de los desmontes. A esta unidad se la ha denominado unidad homogénea de vegetación superior "S" (figuras 6.5 y 6.7). Se interpreta que la aparición de esta unidad se debe a la siguiente combinación de factores: a la disminución de la pendiente en la culminación de los desmontes, al afloramiento de horizontes superficiales del suelo ricos en materia orgánica y nutrientes en la culminación de los desmontes, y al contacto con la vegetación presente en el suelo colindante a los desmontes. También se ha detectado que el interior de los regueros de los desmontes muestra, claramente, un mayor porcentaje de cubierta vegetal, mientras que las áreas "entre-regueros" (*interrill*) presentan un mayor porcentaje de suelo desnudo (figura 6.7).



Figura 6.7. Izquierda. Desmonte T4T4 en el que se puede observar, en su culminación, una unidad homogénea de vegetación superior "S", con mayor porcentaje de cubierta vegetal. Derecha. En la parcela M12-1, se puede observar que, en su interior, los regueros están prácticamente cubiertos por vegetación y que las zonas de *interrill* están prácticamente desnudas.

6.4.6. DESCRIPCIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS TOPOGRÁFICAS DE CADA DESMONTE

Mediante un GPS diferencial *Leica 1200 Series* se realizó un único levantamiento topográfico para detallar las cuencas de los desmontes que eran vertientes a cada una de las 23 trampas de sedimento instaladas, así como la cartografía de sus diferentes UCVHs (tabla III.9, anexo III).

A partir de los datos obtenidos en estos levantamientos topográficos se realizó una caracterización morfológica de cada uno los desmontes, a partir de factores como la pendiente, la pendiente máxima y la longitud de ladera (tabla 6.3). De nuevo, el objetivo de estas mediciones era analizar una posible influencia de algunas propiedades topográficas de los desmontes en las tasas de erosión obtenidas.

Tabla 6.3. Características topográficas de cada desmonte monitorizado, obtenidas a partir de las medias de las propiedades topográficas de las parcelas que los componen. El factor LS se refiere a la RUSLE (ver texto para su explicación).

Desmonte	Orientación	Longitud	Pendiente		Área		Factor LS
		(m)	(%)	(°)	(m ²)	(ha)	
ST4S	S	15.03	59.71	30.84	37.22	0.0037	23.31
ST4N	N	23.3	63.78	32.53	101.29	0.0101	25.92
CRS	S	7.45	73.49	36.31	28.13	0.0028	16.27
CRN	N	5.63	94.59	43.4	27.3	0.0027	13.9
T4T4	E	18.68	57.49	29.89	56.69	0.0057	27.14
M13	N	15.98	58.62	30.38	46.5	0.0047	23.09

Para determinar la influencia de las propiedades topográficas de las parcelas en las producciones de sedimentos obtenidas se utilizó el factor topográfico LS. El factor LS forma parte de la Ecuación Universal de la Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE). LA RUSLE es el modelo de erosión más empleado actualmente para estimar la erosión hídrica. A su vez, ya fue utilizado para la realización de los Mapas de Estados Erosivos (1:400.000) de todo el territorio nacional (MOPT, 1992). El factor LS se obtuvo a partir de la longitud y la pendiente de las parcelas según la siguiente ecuación (Wishmeier & Smith, 1978):

$$LS = (((Distancia/13)^{0.5}) \cdot (0.065 + (0.045 \cdot Pendiente)) + ((0.0065 \cdot (Pendiente^2))))$$

En el factor LS, valores mayores que 1 representan condiciones más erosivas que la condición de referencia 1. Cuanto mayor sea la diferencia entre 1 y el factor LS, mayores serán las tasas de erosión obtenidas. Por tanto, para cada desmonte se ha estimado la relación entre el factor LS y la producción de sedimentos total acumulada.

6.4.7. ESTRATIGRAFÍA Y PROPIEDADES DEL SUELO DE LOS DESMONTES ESTUDIADOS

Como antecedente bibliográfico sobre la estratigrafía y las propiedades del suelo de esta área encontramos un *Estudio Geológico-Geotécnico para la caracterización de los materiales procedentes de la excavación de los desmontes*. Este estudio fue realizado por CGA (Consultoría de Geología Aplicada, S.L.) para el eje Aeropuerto acceso Norte-Sur Madrid-Barajas. La cartografía y cortes geológicos que aparecen en este informe separan los materiales en grandes unidades, de acuerdo a criterios geotécnicos. Se definen tres unidades dentro del Mioceno: "arena de miga" (0-40% finos), "tosco arenoso" (40-60% finos) y "tosco-tosco arcilloso" (60-100% finos), según la terminología del propio estudio. Todos los desmontes estudiados tienen menos de un 40% de finos (ver tabla 6.12), por lo que según ese informe estarían dentro de una única unidad, denominada "arena de miga".

En cambio, los materiales que afloran en estos desmontes se caracterizan por presentar sucesiones estratigráficas muy variables, con frecuentes cambios de facies. Este tipo de estratigrafía se caracteriza por ser muy heterogénea; por un lado en cuanto a tamaño y a disposición de los estratos, y por el otro en cuanto a la litología y a las propiedades físicas de los estratos.

Con el fin de adquirir información útil que permitiera comparar el estado erosivo y la evolución geomorfológica con las tasas de erosión obtenidas, se realizaron una serie de estudios sobre la litología y las propiedades físicas de los desmontes estudiados, que se detallan a continuación.

6.4.7.1. COLUMNAS ESTRATIGRÁFICAS

Al menos se levantó una columna estratigráfica para cada uno de los siete desmontes estudiados (figuras 6.8, 6.9 y 6.10). En los desmontes donde había una estratigrafía uniforme sólo se levantó una columna. En el desmonte M13 la heterogeneidad entre las réplicas era muy elevada, por lo que se estimó conveniente que realizar dos columnas estratigráficas.

Tanto el desmonte ST4N como el ST4S presentan una estratigrafía similar entre sus tres réplicas. En cambio, a pesar de que se trata de desmontes enfrentados de una misma carretera, situados a una distancia de tan sólo 20 m, ambos desmontes están formados por niveles estratigráficos diferentes (figura 6.8). ST4S presenta cinco unidades estratigráficas, formadas por sucesiones granodecrecientes en sus 15 m de extensión. Las tres primeras unidades muestran laminación horizontal o paralela poco definida en toda su extensión. En el techo de las dos primeras unidades aparecen costras ferruginosas, y en el de la última

unidad aparecen nódulos de hierro y bioturbación de raíces. Estas estructuras indican periodos sin sedimentación ni erosión, en los que los sedimentos estaban en condiciones aéreas. En cambio, el contacto entre la tercera y la cuarta unidad es una disconformidad producida por la erosión de flujos hídricos. El primer estrato de la cuarta unidad está formado por arenas con cantos y gravas, sedimentos que son indicativos de ambientes sedimentarios de alta energía. Estas arenas varían progresivamente ("progradan", en el argot sedimentológico) a sedimentos más finos (lo que significa una menor energía del medio sedimentario en el que se depositaron). En contraste con la estratigrafía de ST4S, en los 15 primeros metros de ST4N, sólo aparecen dos unidades. La primera unidad está compuesta por dos sucesiones granodecrecientes de arenas finas y limos. La segunda unidad está compuesta por varias sucesiones granodecrecientes de arenas con gravas y arenas más finas. En comparación con el desmonte ST4S, con abundantes estructuras internas en toda su longitud, en los primeros 15 m del desmonte ST4N sólo se han detectado estructuras internas en los limos de la primera unidad, que presenta laminación horizontal. Asimismo, al contrario que en el desmonte ST4S, no se ha detectado ninguna costra ferruginosa ni ningún resto de raíces en los contactos entre las unidades del desmonte ST4N.

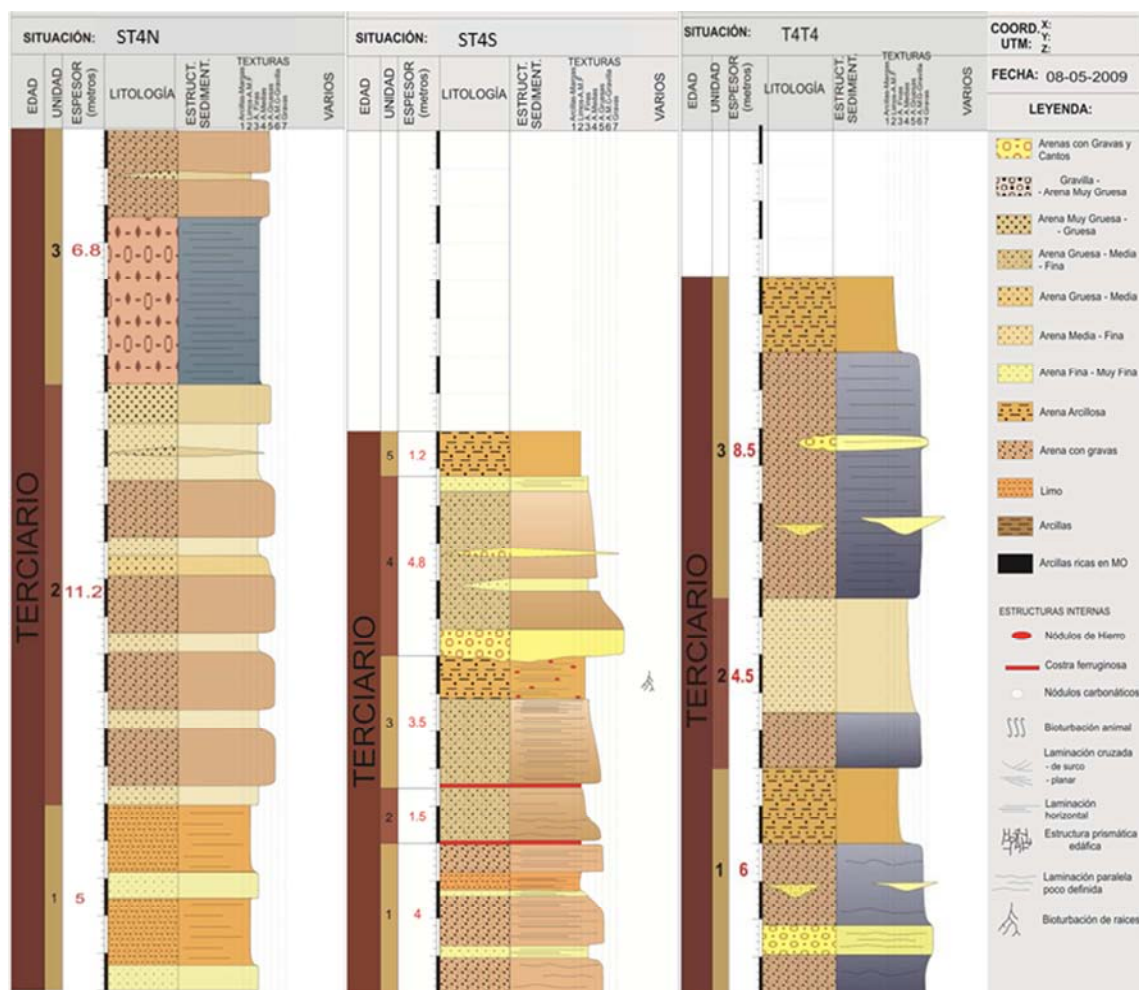


Figura 6.8. Columnas estratigráficas de los desmontes ST4N, ST4S y T4T4.

Tal y como ocurre entre ST4S y ST4N, la configuración litológica entre los desmontes monitorizados, derivada de su arquitectura estratigráfica, es muy variable (figuras 6.8, 6.9 y 6.10). Ello es consecuencia de que los desmontes fueron construidos en un área con abundantes cambios laterales de facies, debido a unas condiciones de sedimentación que cambiaban en un espacio reducido, lo cual se refleja ahora en los desmontes seleccionados. Las variaciones estratigráficas pueden influir en la respuesta erosiva de los diferentes desmontes de la siguiente manera:

- Mediante la modificación de las propiedades físicas de los desmontes, tales como por ejemplo las variaciones medias entre la granulometría, su Resistencia a la Compresión Simple (RCS), o el contenido de humedad.
- Mediante el cambio de la disposición de los estratos a lo largo del desmonte. La variación en la disposición de los estratos modifica el patrón espacial de las UCVHs, el cual puede repercutir en el comportamiento erosivo de los desmontes.

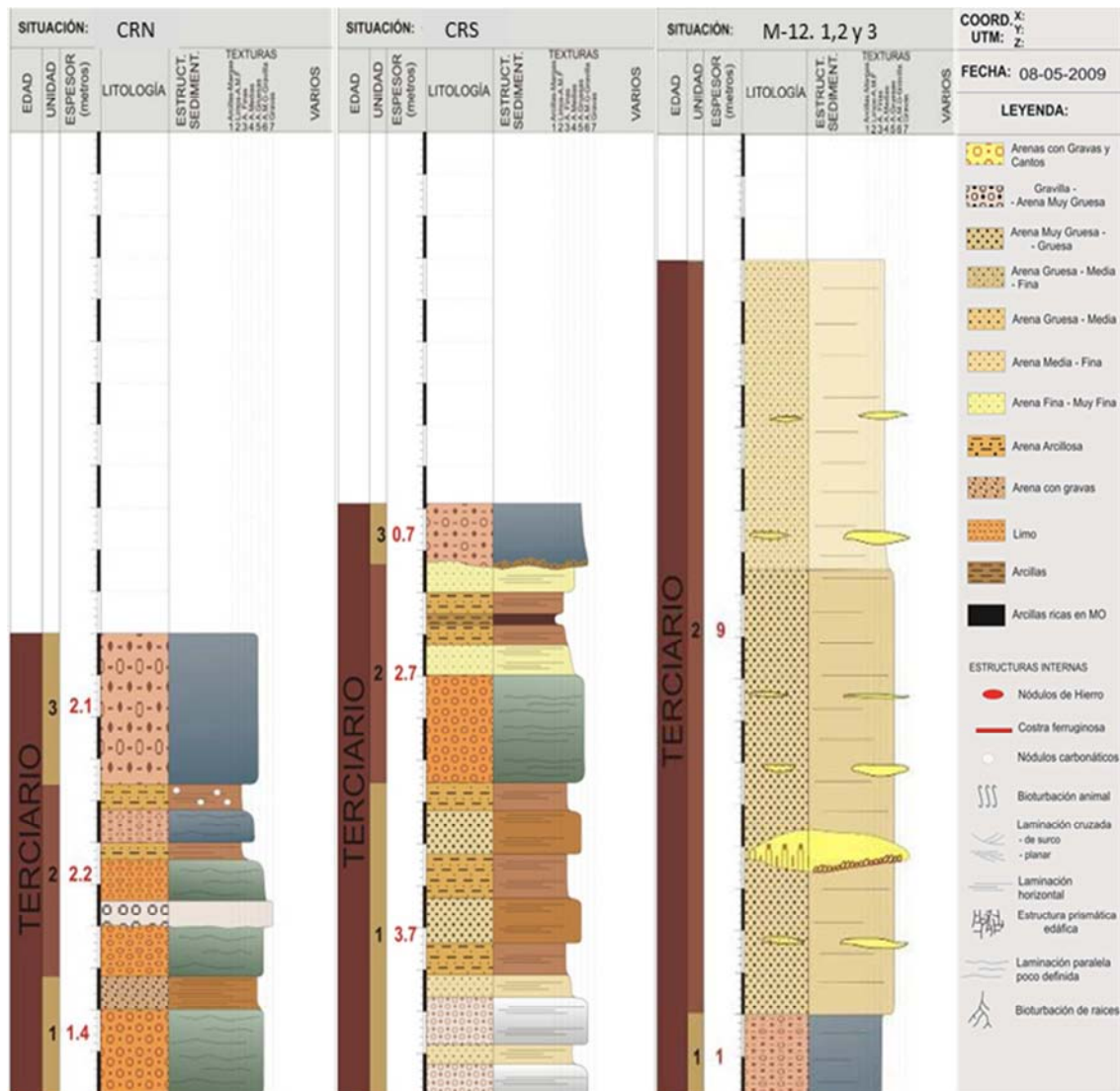


Figura 6.9. Columnas estratigráficas de los desmontes CRN, CRS y las parcelas 1, 2 y 3 de M12.

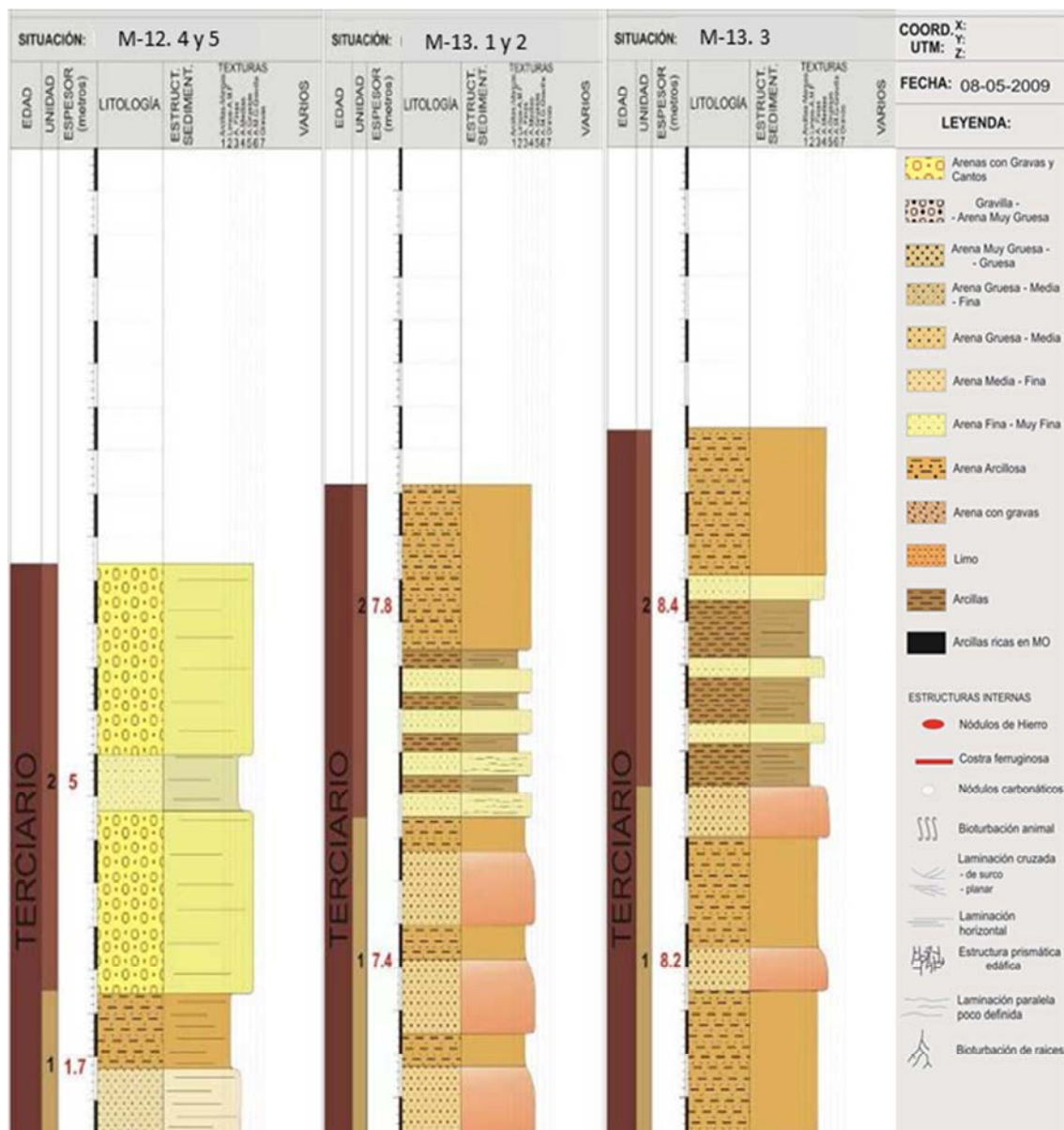


Figura 6.10. Columnas estratigráficas de los desmontes M13 y las parcelas 4 y 5 de M12.

6.4.7.2. PROPIEDADES DEL SUELO

Se determinaron las propiedades del suelo que se consideraron que podían influir en la respuesta erosiva y en la cubierta vegetal de los desmontes estudiados. Concretamente, por un lado se midieron la granulometría, la rugosidad superficial, la Resistencia a la Compresión Simple (RCS) y la humedad, y por el otro se recogieron muestras para realizar análisis sobre la distribución de partículas del suelo (tabla III.10, anexo III). Estas propiedades físicas fueron monitorizadas en una única campaña de muestreo realizada durante los días 7 y 8 de abril de 2009. Durante estos dos días, el porcentaje de humedad del suelo se encontraba en condiciones intermedias entre un suelo saturado y un suelo seco. Según va aumentando la humedad de un suelo seco, su estado físico va cambiando sucesivamente a

estado semisólido, plástico y finalmente líquido (Atterberg, 1991). Estos cambios de estado también van modificando el comportamiento del suelo ante la RCS. Debido a que con valores intermedios de humedad del suelo también se obtienen valores intermedios de RCS, su monitorización se realizó con un suelo húmedo pero no saturado.

Las propiedades físicas del suelo fueron monitorizadas en cada una de las UCVHs de cada desmonte. Para evitar modificar el comportamiento erosivo del suelo, las mediciones y las muestras de suelo se tomaron en los estratos contiguos de las parcelas estudiadas y fuera de su cuenca receptora. Cuando las réplicas de un mismo desmonte presentaban una estratigrafía uniforme y un mismo número de UCVHs, con porcentajes de suelo desnudo similares, se realizaba una única serie de tomas de datos y muestras para cada una de las UCVHs, representativas de todas las réplicas. Por el contrario, si entre las réplicas de un mismo desmonte existía variación entre el número de UCVHs o el porcentaje de vegetación de las UCVHs, se realizaba una serie de tomas de datos para cada réplica diferente.

El ensayo de la RCS es una técnica muy utilizada en estudios geotécnicos, y su objetivo primario es obtener un valor aproximado de la resistencia a la compresión de los suelos que tienen suficiente cohesión para ser sometidos a dicho ensayo. La RCS de cada UCVH se determinó a partir de la media de 10 medidas realizadas con un penetrómetro de bolsillo. Se utilizó el penetrómetro GEOTESTER ST-308, instrumento que mide la resistencia del suelo a la compresión simple (figura 6.11). Este penetrómetro permite intercambiar cabezales de 6 mm, 10 mm, 15 mm, 20 mm y 25 mm de diámetro, lo que es especialmente útil para los desmontes a monitorizar, formados por sucesiones de estratos con numerosos cambios texturales y litológicos, que modifican la cohesión del suelo, uno de los principales factores que influyen en la RCS. Si las UCVHs presentaban regueros, se tomaban medidas dentro de éstos (D) y entre ellos (L), realizándose un número de medidas en D ó L dependiendo de la superficie estimada que ocupaba cada morfología en la superficie total de la parcela.

La humedad del suelo es un factor fundamental en la disponibilidad de agua de las plantas. Tal y como ya se ha señalado, existe interacción entre la humedad y la distribución de partículas del suelo. Además, durante los eventos de precipitación, la humedad del suelo controla la velocidad de infiltración, por lo que también influye en la escorrentía y en la erosión (Verhoest *et al.*, 2008). La determinación de la humedad volumétrica (% del volumen total) del suelo de cada UCVH se llevó a cabo a partir de la media de 5 medidas tomadas con un equipo de TDR (*Time Domain Reflectometry*) (figura 6.11). En la toma de estas medidas no se tuvo en cuenta la superficie ocupada por D y L.

La rugosidad del suelo se define como la desviación típica de las elevaciones superficiales del suelo, sin considerar los cambios debidos a la pendiente del terreno (Porta-Casanellas *et al.*, 2003). Muchas de las propiedades del suelo, especialmente las hidrológicas e hidráulicas,

están directamente relacionadas con la rugosidad superficial del suelo (Oades, 1992). Se distinguen dos tipos de rugosidad: 1) la rugosidad direccional, que se refiere al microrrelieve del suelo en una dirección determinada, como puede ser el microrrelieve producido por las labores agrícolas. Este tipo de rugosidad se mide perpendicularmente a la dirección del proceso que provoca la rugosidad, como por ejemplo, perpendicularmente a la dirección de laboreo; 2) la rugosidad al azar, se refiere al microrrelieve que se forma por diversos factores ambientales del suelo. La rugosidad al azar depende del tamaño y disposición de los elementos que forman el suelo, desde las partículas individuales hasta los agregados (Zobeck & Onstad, 1987). En este estudio se ha estimado la macrorrugosidad direccional generada por los regueros que se forman a favor de la máxima pendiente. Debido a que se trata de una rugosidad direccional, cada medición se realizó perpendicularmente a la máxima pendiente del talud. La rugosidad de cada UCVH se estimó como la media entre 8 medidas realizadas con una cadena. Para ello, se ha utilizado una cadena de 100 cm de longitud con eslabones regulares de 0.6 cm de diámetro. Los eslabones de la cadena tienen un tamaño suficientemente pequeño como para medir las diferencias en la macrorrugosidad superficial debidas a la formación de regueros, en cambio no tienen suficiente precisión como para estimar las diferencias de la microrrugosidad del terreno. Cada valor de rugosidad se obtuvo de la diferencia entre la longitud máxima de la cadena con la longitud aparente que une cada extremo de la cadena al adaptarla a la superficie del desmonte. Aunque la rugosidad medida no tiene nada que ver con lo que se entiende normalmente por rugosidad (la desviación típica de las elevaciones superficiales del suelo), se trata de un valor que varía en función de la presencia o no de regueros, por lo que a modo de hipótesis, se plantea que las variaciones en las rugosidades medidas pueden tener influencia en el comportamiento erosivo, en la cubierta vegetal y en las propiedades del suelo de los desmontes.

Las muestras de suelo se tomaron de tal forma que fueran representativas de la distribución de partículas de los estratos sedimentarios que contenía cada UCVH. Después de su secado en el laboratorio, la distribución de partículas de cada muestra se obtuvo con tamices UNE (tabla 6.4). La mayor parte de los estudios edáficos se centraron en la fracción tierra fina (< 2 mm) al considerarla determinante de las propiedades del suelo (Fernández-Sanjurjo, 1999). En cambio, a la fracción gruesa sólo se le consideraba como parte diluyente de la fracción fina. La fracción gruesa ha sido descartada de forma rutinaria en la mayor parte de los estudios, por lo que sus efectos sobre las propiedades físicas del suelo, la erosión y la vegetación son menos conocidos. No obstante, trabajos recientes han demostrado la influencia de la fracción gruesa en ciertas propiedades físico-químicas del suelo, tales como la porosidad o la retención de agua (Fernández-Sanjurjo, 1999). Así pues, el interés por la fracción gruesa del suelo ha ido en aumento en los últimos años (Fernández-Sanjurjo, 1999). Por tanto, tal y como se puede observar en la tabla 6.4, además de las fracciones finas, también se han determinado distribuciones de partículas de la fracción gruesa.

Tabla 6.4. Tamices UNE utilizados con sus respectivas aberturas

Tamiz (nº)	3/4	1/4	10	16	30	50	100	200
Apertura de la malla (mm)	19.10	6.30	2.00	1.00	0.5	0.25	0.12	0.05



Figura 6.11. "A". Uso del TDR (*Time Domain Reflectometry*) para la medida de la humedad. "B". Medición de la Resistencia a la Compresión Simple (RCS).

En función del área que ocupa cada UCVH en cada parcela completa (ver apartado 6.4.7), para cada parcela completa se estimó la media ponderada de las propiedades del suelo monitorizadas de cada UCVH.

Debido a que las propiedades del suelo se monitorizaron durante una única campaña de campo, se estimó la influencia de estas propiedades en dos parámetros: 1) la producción de sedimentos total acumulada de todos los registros de cada parcela; 2) la cubierta vegetal media de todos los registros de cada parcela. Más concretamente se realizaron los siguientes análisis:

- Se estimó la relación entre la media ponderada de todas las propiedades del suelo monitorizadas en cada parcela con las producciones de sedimentos totales acumuladas y los porcentajes de cubierta vegetal medios de cada parcela.
- Se estimó la relación entre cada una de las propiedades del suelo monitorizadas en cada UCVH, y la relación entre en la cubierta vegetal media de cada UCVH con cada una de las propiedades del suelo monitorizadas.

6.4.8. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para todos los análisis estadísticos realizados en este estudio, se utilizó el *software* STATISTICA 8.0.

Para evaluar la influencia de la precipitación total acumulada y de las intensidades máximas de precipitación en la producción de sedimentos total acumulada, asociada a cada registro, se realizaron análisis de correlación entre la producción total acumulada de sedimentos de cada registro y el resto de variables. Asimismo, se realizaron análisis de correlación para evaluar la influencia del factor topográfico LS en la producción total acumulada de sedimentos de cada parcela. También se realizaron análisis de correlación para evaluar la influencia entre las propiedades físicas del suelo de cada UCVH, y para evaluar la influencia de la cubierta vegetal de cada UCVH con cada una de las propiedades del suelo monitorizadas.

Para conocer en qué grado afecta, por una lado la orientación en sus producciones de sedimentos totales acumuladas y en sus porcentajes de cubierta vegetal media para todos los registros de cada parcela, y por el otro, la cubierta vegetal media de cada UCVH en las propiedades del suelo monitorizadas de cada UCVH, se utilizó el modulo estadístico ANOVA perteneciente a la herramienta informática de Modelos Lineales Generales (MGL). En caso de obtener un valor de R significativo con $P < 0.005$, las diferentes clases fueron comparadas por medio del test de Turkey.

6.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.5.1. ANÁLISIS DE LA PRODUCCIÓN DE SEDIMENTOS

El total de sedimento recogido en el transcurso del seguimiento que se ha realizado sobre estos desmontes ha sido de 2790 kg (tabla 6.5). La producción de sedimentos media para el conjunto de los desmontes ha sido de $15.35 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ (tabla 6.5). Este valor es algo superior al máximo tolerable por la USDA, de $11.2 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, y un orden de magnitud superior a lo que se ha considerado como tasa máxima de erosión admisible para el desarrollo de un suelo en taludes con clima Mediterráneo, de $1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ (ver apartado 2.4.2). A pesar de ello, las tasas de erosión medias para cada desmonte han sido muy variables (tabla 6.5), (figura 6.12), obteniéndose diferencias de hasta tres órdenes de magnitud entre los valores medios en la tasas de erosión medias de los desmontes monitorizados (tabla 6.5).

Tabla 6.5. Producción de sedimentos media en el conjunto de los desmontes y para el desmonte que ha registrado la máxima erosión (desmonte CRS).

PRODUCCIÓN DE SEDIMENTOS MEDIA EN EL CONJUNTO DE LOS DESMONTES	
Sedimento total recogido (kg)	2790
Producción media desde el inicio del diseño experimental ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}$)	40.43
Producción media anual ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$)	17.38
Tasa de erosión media desde el inicio del diseño experimental ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	36.31
Tasa de erosión media anual ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$)	15.35
VALORES PARA EL DESMONTES QUE HA REGISTRADO MÁXIMA EROSIÓN (CRS)	
Valor medio por parcela desde el inicio del diseño experimental (kg)	317.43
Valor medio anual por parcela (kg)	138.09
Producción media desde el inicio del diseño experimental ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}$)	105.81
Producción media anual ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$)	46.03
Tasa de erosión media ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	112.85
Tasa de erosión media anual ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$)	45.44

De los siete desmontes monitorizados, tres de ellos (ST4N, M12b y M13) han presentado tasas de erosión menores que la tasa máxima de erosión admisible para el desarrollo de un suelo en taludes con clima Mediterráneo, de $1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$; dos de ellos (CRN y T4T4) han presentado tasas de erosión del mismo orden de magnitud que el valor de $1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$; y los tres restantes (ST4S, CRS y M12a), han presentado tasas de erosión un orden de magnitud superior al que incluye a $1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ (tabla 6.6).

El hecho de que después de varios años desde su construcción se obtengan respuestas erosivas tan diferentes parece ser un signo inequívoco de la influencia de unos factores que condicionan una evolución edáfica y geomorfológica distinta.

A partir del análisis de la morfología, de la litología derivada de la configuración estratigráfica y de las propiedades físicas del suelo de los desmontes estudiados (apartados 6.5.3 y 6.5.4) se tratará de explicar el porqué de este diferente comportamiento ante los procesos de erosión hídrica.

Tabla 6.6. Tasas de erosión medias ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) para los siete desmontes estudiados.

Desmorte	ST4S	ST4N	CRS	CRN	T4T4	M13	M12a	M12b
Tasa de erosión ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$)	29.55	0.01	45.44	2.25	2.31	0.54	42.50	0.26

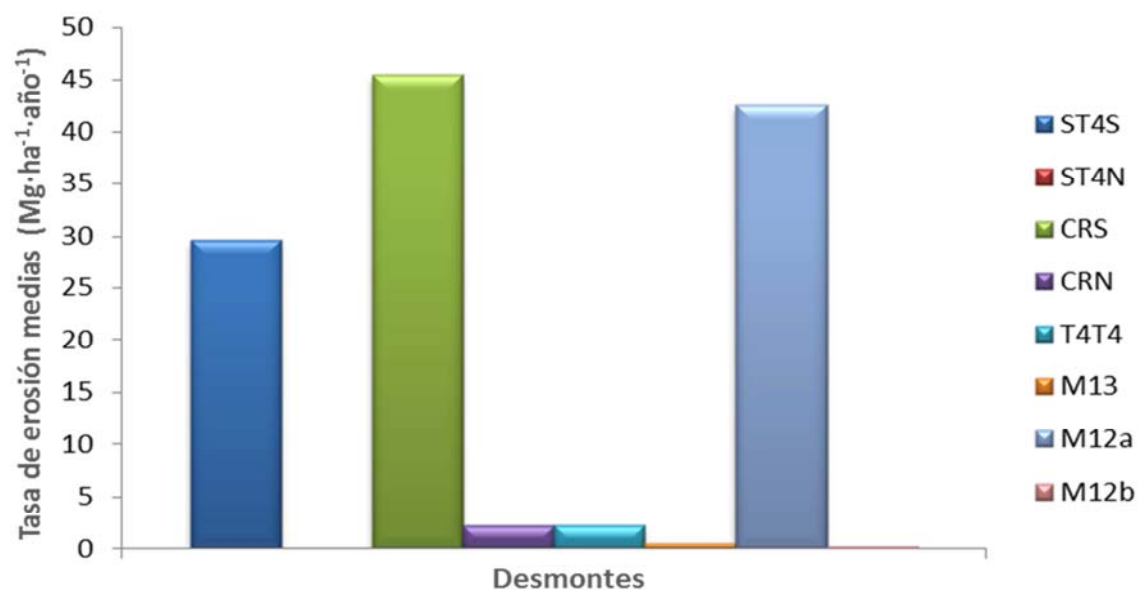


Figura 6.12. Diagrama de barras en el que se presentan las tasas de erosión medias ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) para los siete desmontes estudiados. La columna del desmorte ST4N no es visible en la figura debido a que su tasa de erosión media es demasiado baja para la escala del eje "y" seleccionada.

6.5.2. ANÁLISIS DE LA PLUVIOMETRÍA. PRODUCCIÓN DE SEDIMENTOS EN FUNCIÓN DE LA PLUVIOMETRÍA

Durante los dos años y medio que duró la monitorización de los desmontes, la precipitación total acumulada fue de 1046.45 mm. Durante los dos años hidrológicos completos, la precipitación media anual fue de 476.75 mm.

Del sedimento total recogido, 2790 kg (tabla 6.5), un 54.62% del total corresponde a un sólo episodio y un 85.38% corresponde a los 4 episodios con mayor emisión de sedimentos (tabla 6.7). Estos datos resaltan la gran importancia de los eventos de lluvia extrema en la pérdida de suelo total de los desmontes. Estos resultados coinciden con los mostrados por otros estudios sobre erosión hídrica en campos de cultivo de ambientes mediterráneos en España, donde hasta el 80% de la erosión es causada por eventos extremos de precipitación (Poesen *et al.*, 1996; De Alba *et al.*, 1998, 2003).

Tabla 6.7. Episodios de precipitación registrados y producción de sedimentos de los episodios de precipitación extrema registrados.

Número total de episodios de precipitación	48
Episodio con mayor producción de sedimentos (54.62%) (kg)	1523.79
Cuatro episodios con las mayores producciones de sedimentos (85.38%) (kg)	2382.16

Como se puede observar en la figura 6.13, no existe una relación entre la precipitación total acumulada y la producción de sedimentos de cada registro. Asimismo, el coeficiente de correlación R entre ambos factores es muy bajo, de tan sólo 0.04.

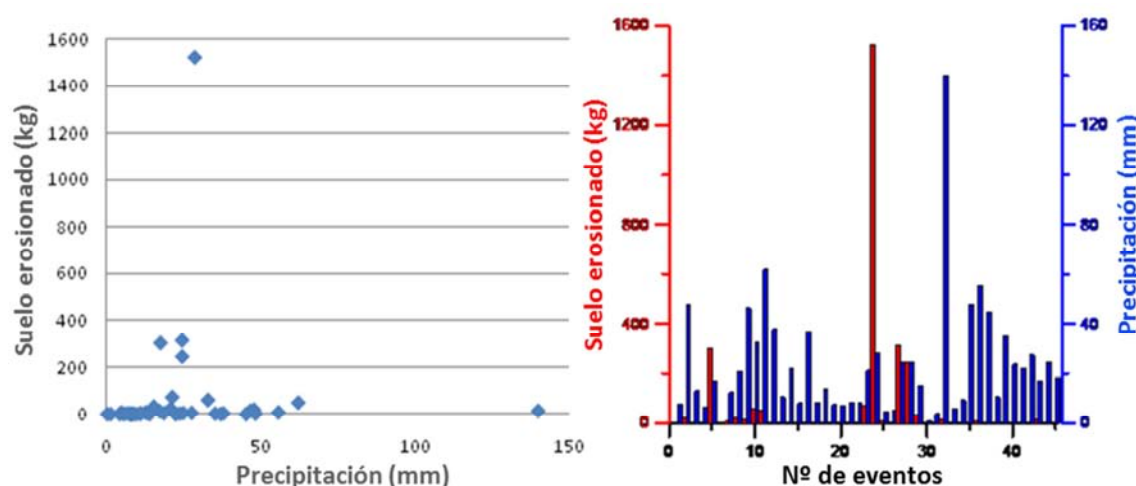


Figura 6.13. Relación entre el sedimento total acumulado (suelo erosionado) y la precipitación total acumulada de cada registro. La gráfica de la izquierda muestra la no correlación entre la precipitación en mm de cada episodio con la producción de sedimentos correspondiente, $R=0.04$. En el diagrama de barras de la derecha también se observa que no existe correlación entre la producción de sedimentos y la precipitación total.

En cambio, es destacable que las correlaciones entre las intensidades máximas de precipitación I_{60} , I_{30} , I_{15} e I_5 con las producciones de sedimentos totales acumuladas de cada registro sí que han resultado significativas (tabla 6.8), lo que pone de manifiesto la importancia de la intensidad de precipitación en la producción de sedimentos. La intensidad máxima de precipitación I_{15} es la que ofrece el mayor grado de correlación (tabla 6.8 y figura 6.14). En la ecuación que relaciona la producción de sedimentos en función de la intensidad I_{15} , se observa un umbral en la intensidad I_{15} ($I_{15}=33$), a partir de la cual la producción de sedimentos se dispara (figura 6.14).

Tabla 6.8. Valores de R para distintas intensidades máximas de precipitación I_5 , I_{15} , I_{30} e I_{60} de cada registro, correlacionadas con sus respectivas producciones de sedimentos. Todas las correlaciones han resultado significativas, con $P < 0.05$.

Intensidad	I_5	I_{15}	I_{30}	I_{60}
R	0.53	0.64	0.54	0.43

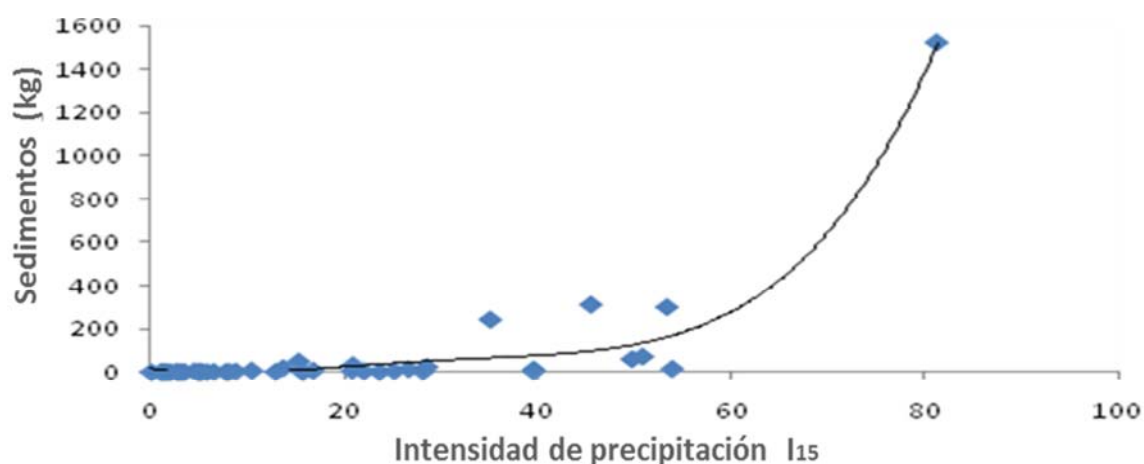


Figura 6.14. Relación entre el sedimento recogido (equivalente a suelo erosionado a esta escala de talud) y la intensidad de precipitación I_{15} máxima de cada registro. La ecuación polinómica de segundo grado que relaciona estos 2 factores es la siguiente: $y = 0.3425x^2 - 12.915x + 62.914$, con un $R^2 = 0.8235$.

Debido a que el seguimiento experimental se ha realizado durante dos años y medio, no hay suficientes datos para obtener ajustes de precisión que correlacionen las distintas intensidades de precipitación con la producción de sedimentos de cada registro. A pesar de esto, se han monitorizado suficientes episodios extremos como para obtener tendencias que se consideran representativas. Así pues, a pesar de que se ha monitorizado un periodo de tiempo corto, ha sido posible medir el comportamiento erosivo de varios episodios de precipitación extrema; por ejemplo, el episodio de máxima intensidad registrado, que generó el 54% de la erosión acumulada, y que tiene un periodo de retorno de 25 años.

6.5.3. INFLUENCIA DE LAS PROPIEDADES TOPOGRÁFICAS DE LOS DESMONTES EN LA PRODUCCIÓN DE SEDIMENTOS

En este apartado se compara la producción de sedimentos de cada parcela con el factor topográfico LS (tabla 6.9).

Tabla 6.9. Propiedades topográficas y producción de sedimentos de cada parcela monitorizada.

Parcela	Orientación	Nº de UCVH (nº)	Longitud ladera (m)	Pendiente		Factor LS -	Área		Sedimentos	
				(%)	(º)		(m²)	(ha)	(kg)	(kg·m lineal)
ST4S-1	S	4	14.3	58.1	30.2	21.3	32.6	0.0033	145.11	48.37
ST4S-2	S	5	15.3	60.0	31.0	24.5	40.6	0.0041	305.37	101.79
ST4S-3	S	5	15.5	61.0	31.4	24.2	38.5	0.0038	259.13	86.38
ST4N-1	N	14	23.6	62.7	32.1	27.2	111.1	0.0111	0.04	0.01
ST4N-2	N	12	23.6	64.4	32.8	26.2	96.7	0.0097	0.12	0.04
ST4N-3	N	12	22.7	64.2	32.7	24.4	96.1	0.0096	0.52	0.17
CRS-1	S	6	7.8	73.1	36.2	17.0	28.6	0.0029	291.36	97.12
CRS-2	S	6	7.5	73.5	36.3	15.4	27.0	0.0027	308.37	102.79
CRS-3	S	6	7.0	73.9	36.5	16.5	28.8	0.0029	352.4	117.47
CRN-1	N	6	5.4	97.8	44.4	14.1	26.9	0.0027	10.52	3.51
CRN-2	N	6	5.5	94.5	43.4	13.7	26.6	0.0027	13.76	4.59
CRN-3	N	4	6.0	91.5	42.5	13.9	28.4	0.0028	21.50	7.17
T4T4-1	E	6	18.1	56.6	29.5	24.4	48.8	0.0049	63.04	21.01
T4T4-2	E	6	19.5	57.3	29.8	27.9	66.3	0.0066	35.74	11.91
T4T4-3	E	6	18.4	58.6	30.4	29.1	55.0	0.0055	40.67	13.56
M13-1	N	4	15.3	58.4	30.3	22.9	49.3	0.0049	6.01	2.00
M13-2	N	5	15.4	58.8	30.5	24.0	40.5	0.0041	10.72	3.57
M13-3	N	5	17.3	58.6	30.4	22.4	49.7	0.0050	2.60	0.87
M12-1	W	3	9.8	59.5	30.8	18.8	31.6	0.0032	449.54	149.85
M12-2	W	5	10.5	56.6	29.5	18.0	34.4	0.0034	331.16	110.39
M12-3	W	5	10.1	58.0	30.1	17.2	30.7	0.0031	136.96	45.65
M12-5	W	5	6.8	70.7	35.3	15.3	27.0	0.0027	1.16	0.39
M12-6	W	5	6.0	70.2	35.1	14.1	24.8	0.0025	3.06	1.02

En la figura 6.15 se aprecia que no existe correlación entre la producción de sedimentos y el factor LS. El coeficiente de correlación R entre ambos factores es muy bajo, de tan sólo -0.2. Un ejemplo que confirma la no correlación entre estos dos factores es el desmonte ST4N, ya que sus parcelas presentan la tres menores producciones de sedimentos, y en cambio tienen el tercer, cuarto y sexto mayor factor LS, siendo superados sólo por los factores LS de las parcelas del desmonte T4T4 (tabla 6.9).

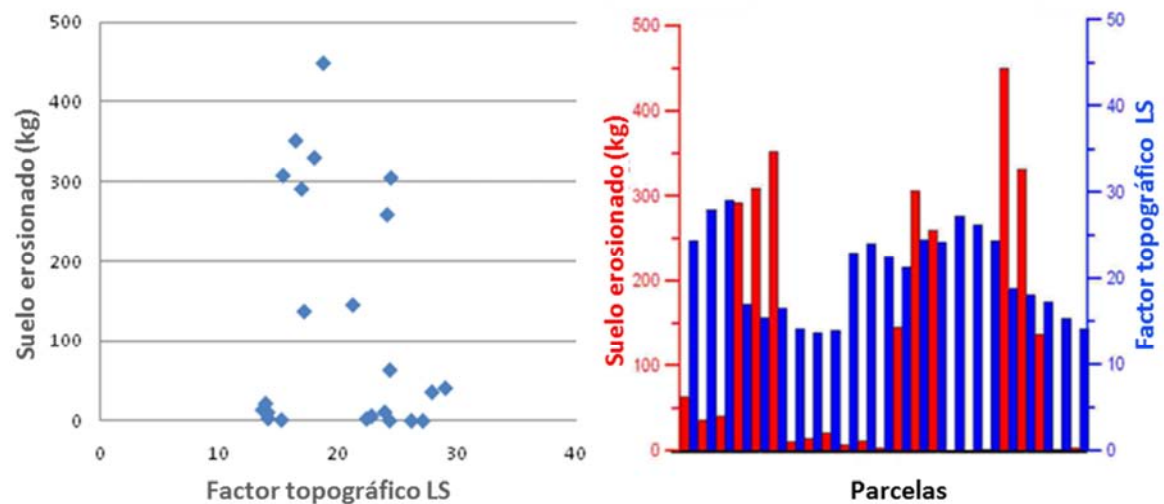


Figura 6.15. Relación entre el sedimento recogido (equivalente a suelo erosionado en estos taludes) y el factor topográfico LS. La gráfica de la izquierda muestra la no correlación entre el factor LS de cada parcela con la producción de sedimentos correspondiente, $R=-0.2$. En el diagrama de barras de la derecha también se observa que no se produce correlación entre la producción de sedimentos y el factor LS.

A nivel teórico, la topografía de los desmontes es un factor fundamental en la producción de sedimentos. A igualdad del resto de condiciones, el aumento de la longitud de ladera y del ángulo de pendiente sería el factor fundamental que regularía la producción de sedimentos. Dado que no se cumple para el conjunto de estos desmontes, interpretamos que existen en los mismos otros factores, distintos a la topografía, que también influyen en la producción de sedimentos.

6.5.4. INFLUENCIA DE LA ORIENTACIÓN DE LOS DESMONTES EN LA PRODUCCIÓN DE SEDIMENTOS Y EN LA CUBIERTA VEGETAL

1. Influencia de la orientación de los desmontes en la producción de sedimentos

De la relación entre la producción de sedimentos media de cada recogida de sedimentos ($\text{kg}\cdot\text{m lineal}^{-1}$) y la orientación de las parcelas según los cuatro puntos cardinales, se obtienen dos grupos con diferencias estadísticamente significativas, que a su vez están formadas por dos orientaciones cada uno (figura 6.16, 6.17, y tabla 6.10). El grupo 1, formado por los desmontes orientados hacia el Sur y el Oeste, es el que experimenta las mayores pérdidas de suelo. El grupo 2, formado por los desmontes orientados hacia el Norte y el Este, es el que experimenta las menores pérdidas de suelo.

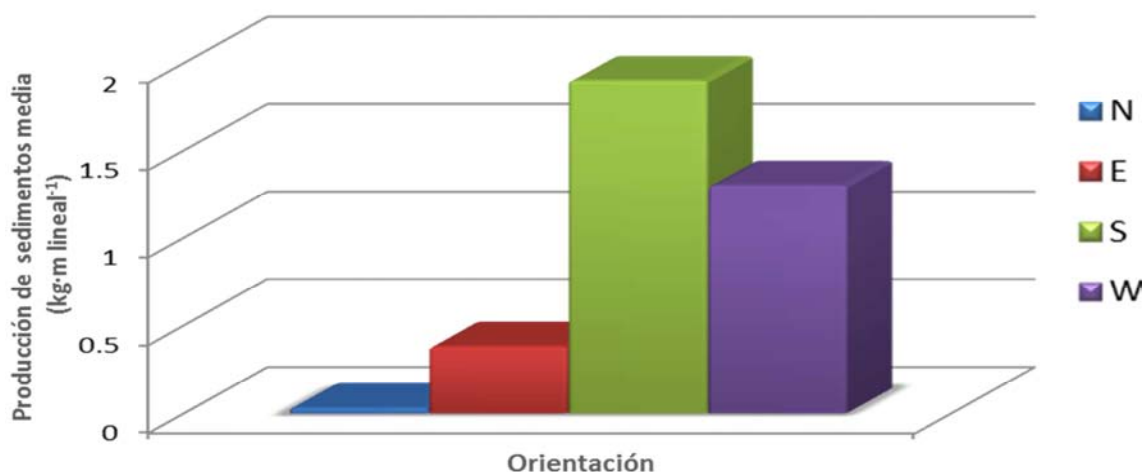


Figura 6.16. Diagrama de barras que representa la relación entre la producción de sedimentos media ($\text{kg}\cdot\text{m lineal}^{-1}$) de las recogidas de sedimentos en cada parcela en función de la orientación. Existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre todas las orientaciones, menos entre el Sur y el Oeste, y entre el Norte y el Este.

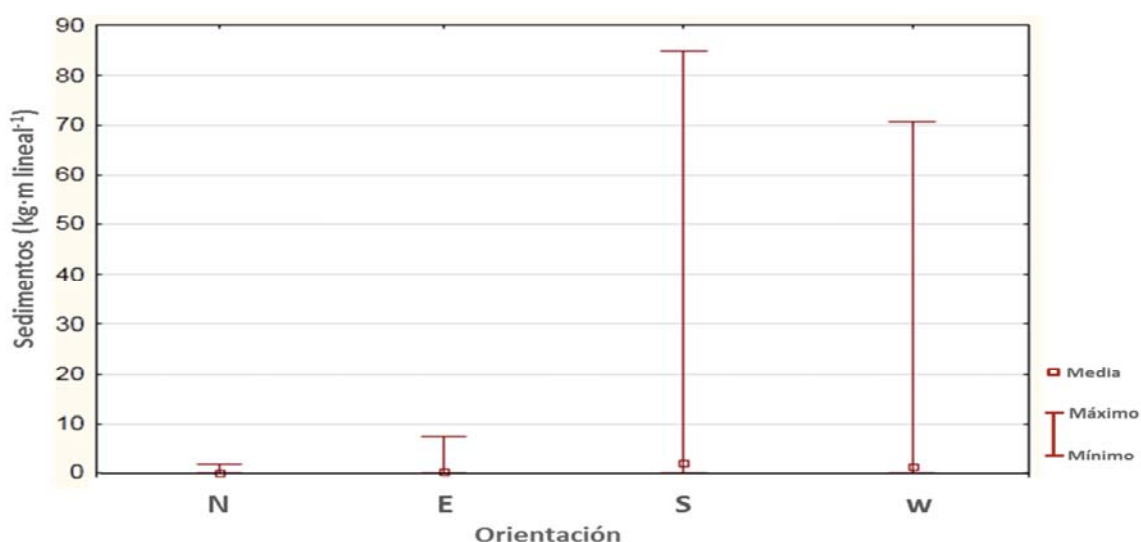


Figura 6.17. Producciones de sedimentos medias, máximas y mínimas ($\text{kg}\cdot\text{m lineal}^{-1}$) para los registros de cada parcela en función de la orientación. Existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre todas las orientaciones, menos entre el Sur y el Oeste, y entre el Norte y el Este.

Tabla 6.10. Producción de sedimentos media (kg·m lineal) de las recogidas de sedimentos en cada parcela en función de la orientación. Resultados obtenidos con un análisis estadístico de los datos tipo ANOVA. Las cuatro clases fueron comparadas por medio del test de Turkey. Las letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas al nivel $p < 0.05$.

Orientación	N	E	S	W
Erosión (kg·m lineal ⁻¹)	2.35 ^a	13.65 ^a	86.2 ^b	57.26 ^b

En otros estudios realizados sobre la influencia de la orientación en las tasas de erosión de taludes, los desmontes orientados hacia el Sur también tenían mayor erosión que los orientados hacia el Norte (Wali, 1999; Tormo, 2007; Tormo *et al.*, 2009). Estos resultados confirman el diferente comportamiento ante la erosión hídrica obtenida entre las orientaciones Norte y Sur de los desmontes estudiados. Por tanto, la orientación de los taludes es un factor que influye en la evolución geomorfológica y edáfica.

2. Influencia de la orientación de los desmontes en la cubierta vegetal

Del análisis de los valores medios de los registros de suelo desnudo (%) en cada parcela en función de los cuatro puntos cardinales a los que se orientan los desmontes, se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas al nivel $p < 0.05$ entre todas las orientaciones (figuras 6.18, 6.19, y tabla 6.11). La orientación Norte es la que presenta menor porcentaje de suelo desnudo, seguido en orden creciente en el porcentaje de suelo desnudo por la orientación Oeste, Sur y Este.

Tabla 6.11. Valores medios de los registros de suelo desnudo (%) en cada parcela en función de la orientación de los desmontes. El análisis estadístico de los datos fue del tipo ANOVA. Las cuatro clases fueron comparadas por medio del test de Turkey. Las letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas al nivel $p < 0.05$.

Orientación	N	E	S	W
Suelo desnudo (%)	37.42 ^a	65.02 ^b	62.00 ^c	50.69 ^d

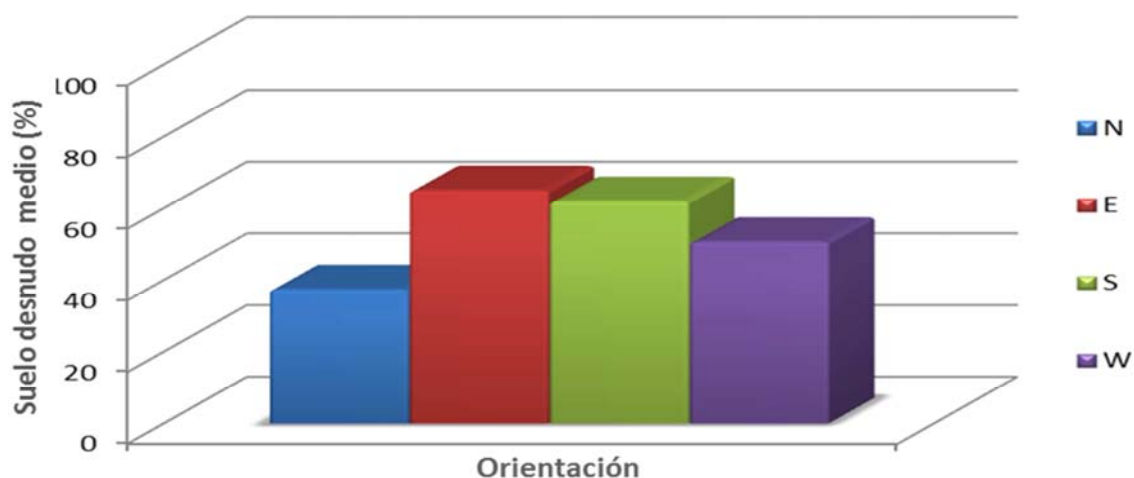


Figura 6.18. Diagrama de barras que representa la relación entre los valores medios de los registros de suelo desnudo (%) en cada parcela en función de la orientación.

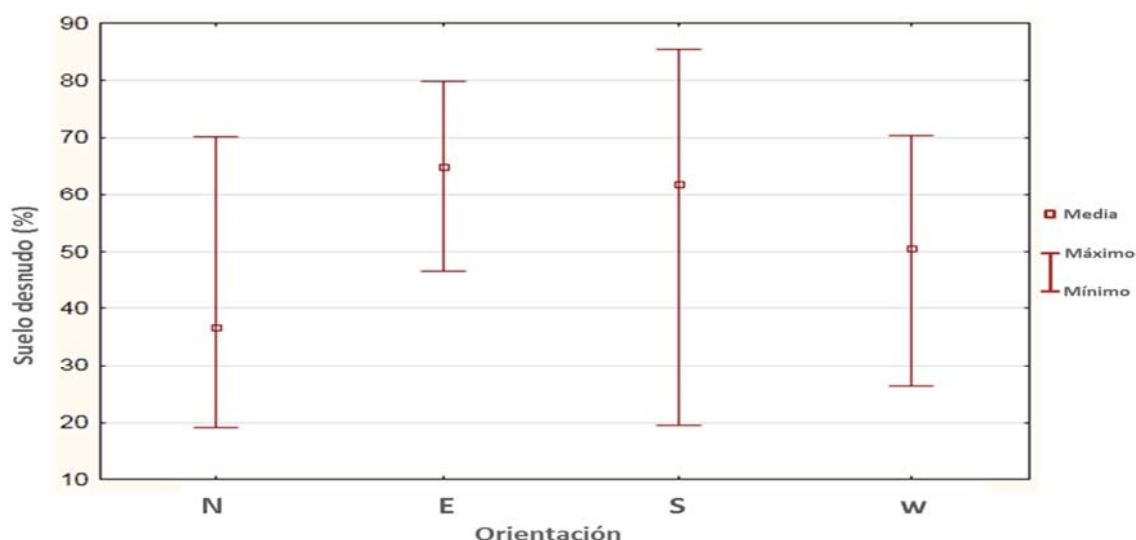


Figura 6.19. Valores medios máximos, mínimos y medios del porcentaje de suelo desnudo de los registros realizados en cada parcela en función de la orientación. Resultados obtenidos con un análisis estadístico de los datos tipo ANOVA. Existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre todas las orientaciones.

En estudios realizados por Badano *et al.* (2005) y Bennie *et al.* (2006) se obtuvo que la orientación es un factor determinante en la adaptación de las especies vegetales a su entorno. Debido a la influencia de la orientación, tanto en las tasas de erosión como en la cubierta vegetal de los taludes de infraestructuras lineales, la orientación de los taludes debería ser un factor a tener en cuenta en su restauración. Así pues, la orientación podría influir en la elección de los tratamientos más propicios para el control de la erosión, la mejora de las condiciones edáficas, y si procede, a la elección de las especies vegetales que mejor se adapten a su entorno.

Sin embargo, la orientación no ha sido el único factor que determina el estado erosivo y la cubierta vegetal de los desmontes estudiados. Así pues, los resultados obtenidos hasta el momento no coinciden en todos los casos con lo esperado, dado que a mayor proporción de suelo desnudo se debería de producir, en principio, un aumento de la tasa de erosión. Algo que no ocurre con la orientación Este, orientación con el mayor porcentaje de suelo desnudo y con el segundo valor menor de erosión (tablas 6.10, 6.11).

Por tanto, aunque la orientación se muestra como un factor muy importante para explicar las diferencias entre la producción de sedimentos de los desmontes, existen otros factores fundamentales que pueden explicar la no coincidencia entre el porcentaje de suelo desnudo y la producción de sedimentos en la orientación Este. Estos factores pueden estar asociados a las diferencias en las propiedades de los materiales donde se sitúan los desmontes, tales como diferencias texturales, estratigráficas o de compactación de las facies que los forman.

6.5.5. INFLUENCIA DE LAS PROPIEDADES DEL SUELO EN LA PRODUCCIÓN DE SEDIMENTOS Y EN LA CUBIERTA VEGETAL

Tal y como ya se ha comentado, las sucesiones estratigráficas son muy variables en los desmontes estudiados, en los que además, se producen frecuentes cambios laterales de facies. En este apartado se estudia la influencia de los valores medios de las distintas propiedades del suelo de las parcelas monitorizadas en función de la producción de sedimentos y de la cubierta vegetal.

En la tabla 6.12, se dan los valores medios de la humedad, la distribución de las partículas, la Resistencia a la Compresión Simple (RCS), la rugosidad y la producción de sedimentos total acumulada para todos los registros de cada parcela.

Tabla 6.12. Valores de las medias ponderadas de la humedad, la distribución de partículas, la Resistencia a la Compresión Simple (RCS) y la rugosidad de cada parcela, y de la producción de sedimentos total acumulada para todos los registros de cada parcela.

Parcela	Humedad (%)	Gravas mm (%)				Arenas mm (%)			Finos (%)	RCS (kg*cm ²)	Rugosidad (cm)	Sedimentos (kg)
		total	>19	19-6	6-2	total	2-0.1	0.05-0.02				
ST4S-1	6.03	9.33	0.00	0.83	8.50	59.51	48.28	11.24	31.16	3.42	11.5	145.11
ST4S-2	11.30	17.49	0.00	2.37	15.12	70.46	58.70	11.76	12.05	3.22	13.98	305.37
ST4S-3	11.11	16.44	0.00	2.18	14.26	71.88	60.11	11.77	11.68	3.22	14.13	259.13
ST4N-1	8.97	22.94	0.00	0.93	22.01	66.21	55.16	11.05	10.85	1.58	10.53	0.04
ST4N-2	8.74	24.89	0.00	0.95	23.94	66.06	55.65	10.41	9.05	1.51	10.86	0.12
STSN-3	8.78	25.27	0.00	0.95	24.32	66.18	55.81	10.37	8.55	1.42	10.95	0.52
CRS-1	11.94	17.57	0.20	3.31	14.06	64.36	48.14	16.23	18.07	4.38	8.3	291.36
CRS-2	11.37	15.17	0.31	2.75	12.11	65.82	49.00	16.82	19.01	4.02	8.97	308.37
CRS-3	11.54	15.81	0.22	2.61	12.97	65.24	48.22	17.03	18.95	4.08	8.87	352.40
CRN-1	8.58	29.66	0.81	4.17	24.69	53.14	42.11	11.02	17.20	3.09	8.82	10.52
CRN-2	8.97	23.36	0.62	2.69	20.06	57.81	46.91	10.90	18.83	2.05	9.18	13.76
CRN-3	11.18	21.21	0.51	2.53	18.16	59.11	47.91	11.20	19.69	1.81	6.46	21.50
T4T4-1	8.24	22.80	0.05	2.41	20.34	61.33	49.60	11.73	15.88	2.74	10.73	63.04
T4T4-2	7.32	23.97	0.13	2.47	21.37	60.80	49.61	11.18	15.24	2.82	11.02	35.74
T4T4-3	6.85	23.79	0.06	2.51	21.21	62.28	50.65	11.62	13.94	2.80	10.77	40.67
M13-1	14.23	8.18	0.00	0.66	7.52	69.89	49.37	20.51	21.93	1.15	12.98	6.01
M13-2	14.34	9.72	0.00	0.88	8.84	68.64	51.67	16.97	21.64	1.26	11.18	10.72
M13-3	15.15	5.80	0.00	0.67	5.13	58.42	32.91	25.51	35.79	0.65	12.66	2.60
M12-1	9.21	26.36	0.00	2.55	23.80	61.41	54.19	7.22	12.23	4.56	13.95	449.54
M12-2	9.25	24.99	0.35	4.07	20.56	61.76	52.58	9.18	13.26	3.48	9.99	331.16
M12-3	8.95	22.32	0.22	3.08	19.01	59.57	49.92	9.65	18.11	3.20	7.59	136.96
M12-5	7.94	15.76	0.00	1.46	14.30	68.60	56.02	12.58	15.64	3.01	8.37	1.16
M12-6	7.39	17.15	0.00	1.57	15.58	69.29	57.08	12.21	13.56	2.81	8.05	3.06

Dada la gran heterogeneidad que presentan los desmontes, de la correlación individual de cada uno de estos factores con las variaciones en la producción de sedimentos total acumulada de cada parcela, sólo ofrecen resultados significativos las gravas de entre 19 y 6 mm y la RCS (tabla 6.13).

Factor	R
% Gravas	0.04
Gravas > 19 mm	-0.01
Gravas 19-6 mm	0.48*
Gravas 6-2 mm	-0.05
Arenas	0.12
A. gruesa y media	0.19
A. fina	-0.13
Finos	-0.13
RCS	0.81*
Rugosidad	-0.23
Humedad	0.12

Tabla 6.13. Valores de R para las correlaciones hechas entre los factores medidos con la producción de sedimentos de cada parcela. Las correlaciones han resultado no significativas, menos las hechas para la RCS y el contenido en gravas de 19-6 mm, con $p < 0.05$. RCS*= Resistencia a la Compresión Simple.

En efecto, de la correlación entre la distribución de la granulometría de cada parcela con su producción de sedimentos correspondiente, no se han obtenido correlaciones con un R significativo (tabla 6.13), a excepción de las gravas de entre 19 y 6 mm. Estos resultados no permiten comparación alguna con los del informe sobre la geología y la geotecnia realizado por la consultora CGA, que clasifica granulométricamente como una sola unidad a toda la zona, tomando como referencia la proporción de finos. A su vez, tampoco permiten una comparación con la mayor parte de los estudios edáficos que relacionan texturas y erosión hídrica, dado que éstos se centran, en su mayoría, en la fracción de tierra fina (<2 mm) al considerarla la más determinante de las distribuciones de partículas del suelo (Fernández-Sanjurjo, 1999). En cambio, dentro de las distintas granulometrías estudiadas por nosotros, son las variaciones en las gravas de entre 19 y 6 mm las que resultan significativas a la hora de estimar las diferencias entre la producción de sedimentos. La correlación obtenida con R significativo y $p < 0.05$ para las gravas de entre 19 y 6 mm y la erosión consiste en que a mayor proporción de gravas se produce mayor erosión (tabla 6.13).

Es llamativo que estos resultados no coincidan con la relación obtenida entre estos dos factores según la mayoría de la bibliografía consultada, donde se obtiene que las gravas aumentan la protección del suelo ante la erosión hídrica (Loudewilk & Sundling, 1950; Meyer *et al.*, 1972; Box, 1981; Chow & Ress, 1995; Rieke-Zapp *et al.*, 2001). En la revisión de la literatura que relaciona la influencia de las gravas en la erosión hídrica realizada por Poesen & Lavee (1994), aunque señalan que esta influencia es compleja, se pueden extraer tres conclusiones principales: (a) que las gravas parecen ejercer un efecto más beneficioso (protector) en suelos arcillosos que en suelos arenosos; (b) que la proporción óptima de fragmentos de roca oscilaría entre un 10 y un 30% (dado que mayores contenidos afectarían adversamente al crecimiento vegetal); y (c) que las gravas parecen crear un ambiente más favorable para el crecimiento de la planta en condiciones climáticas secas. Sin embargo, en una revisión realizada por Fernández-Sanjurjo (1999), sobre la influencia de las gravas en la erosión, se señala que la relación entre la presencia de una cubierta de fragmentos gruesos y la erosión hídrica no es única, y que las variaciones dependen de ciertas características edáficas (Farres & Smith, 1988; Rostagno, 1989; Merzouk & Blake,

1991). Los principales factores que condicionarán esta respuesta son: la estructura de la superficie del suelo (Poesen & Ingelmo-Sánchez, 1992), la posición vertical de los fragmentos gruesos en el suelo (Poesen *et al.*, 1990), el tamaño de los fragmentos gruesos (Grant & Struchtemeyer, 1959; Poesen & Lavee, 1991), y la pendiente superficial (De Ploey, 1981). Además, en un estudio realizado por Figueiredo *et al.* (2009), se obtuvo que el efecto de las gravas en la pérdida de suelo varía con el tiempo, algo que debe tenerse en cuenta a la hora de interpretar los resultados de investigaciones que traten de estimar la influencia de las gravas en la erosión hídrica. Por tanto, que para los desmontes estudiados se obtengan mayores tasas de erosión cuando existe un aumento de las gravas de entre 16 y 9 mm es un resultado que contradice la tendencia general de la bibliografía, y confirma lo apuntado por aquellos trabajos que destacan la gran variabilidad existente en la influencia de las gravas del suelo en la erosión hídrica.

Como hemos visto, en la tabla 6.13, el R mayor corresponde a la relación con el factor RCS ($R=0.81$), lo que significa que se trata del factor de las propiedades del suelo que presenta un mayor grado de correlación con la producción de sedimentos total acumulada de cada parcela. Según esta correlación, a mayor RCS la producción de sedimentos aumenta según la ecuación $y=2.803 \cdot e^{(0.0774x)}$ (figura 6.20).

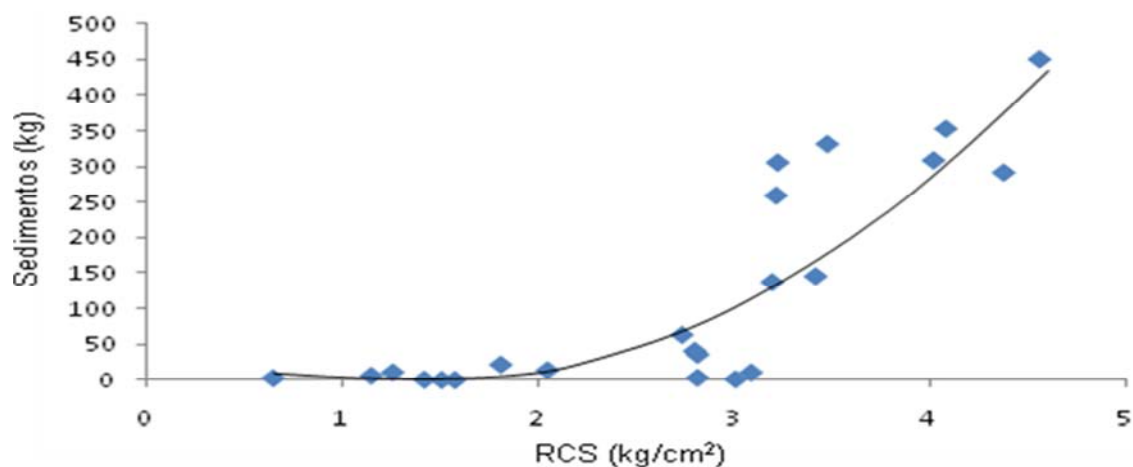


Figura 6.20. Relación entre la producción de sedimentos total de cada parcela (kg) con los valores medios de Resistencia a la Compresión Simple (RCS) (kg/cm²). Se relacionan por una ecuación potencial del tipo $y=2.8 \cdot e^{(0.0774x)}$, con un $R^2=0.94$.

En definitiva, valores altos de RCS corresponden a materiales poco disgregados y más compactos, mientras que valores bajos de RCS corresponden con materiales menos compactados y con mayor facilidad para ser disgregados. Según la literatura consultada (ver apartado 2.3.5.1 sobre acabados superficiales dirigidos a favorecer la restauración ecológica), sustratos menos compactados conllevan un aumento de la infiltración. Este aumento de la infiltración disminuye la escorrentía superficial, controla los procesos de erosión y mejora las condiciones para que se desarrolle la cubierta vegetal. De acuerdo con esto, las parcelas con valores más bajos de RCS son las que presentan menores tasas de erosión. Esta menor

vulnerabilidad a la erosión favorece la conservación del suelo y el desarrollo de la vegetación. Así pues, es de esperar que las parcelas con mayor proporción de suelo desnudo sean las que tienen un RCS mayor, y viceversa. En la figura 6.21 puede observarse que ésta es precisamente la tendencia que se observa en estas parcelas.

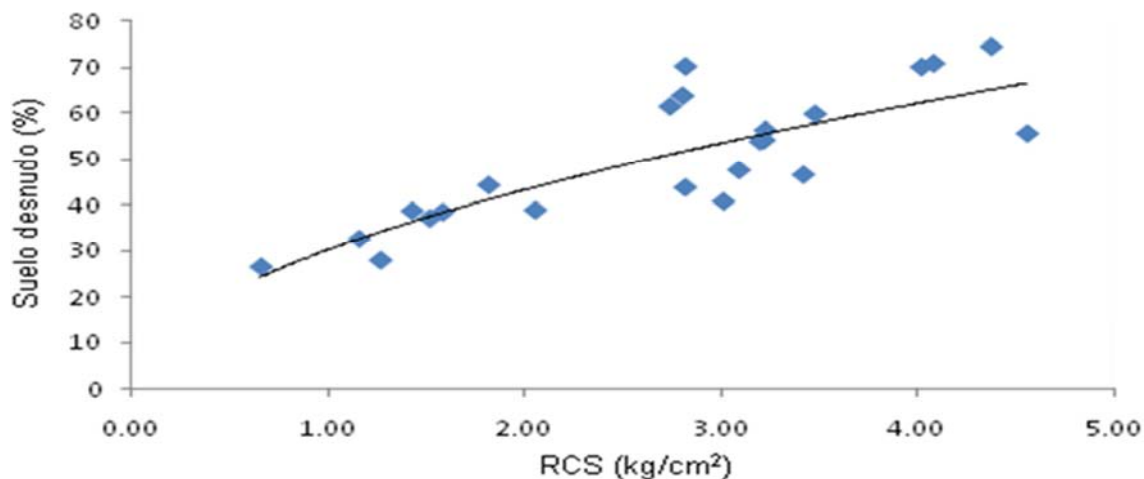


Figura 6.21. Gráfica que representan el porcentaje de suelo desnudo medio durante el periodo de registro de cada parcela en relación con sus valores medios de Resistencia a la Compresión Simple (kg/cm²). Se relacionan por una ecuación potencial $y=30.217 \cdot x^{0.5185}$, $R^2=0.75$.

A partir del análisis de los valores de RCS, de producción de sedimentos y de porcentaje de suelo desnudo de cada parcela, se observa que los desmontes con valores de RCS menores presentan menores porcentajes de suelo desnudo y de producción de sedimentos. Y los desmontes con RCS mayores presentan mayores porcentajes de suelo desnudo y de producción de sedimentos.

Si se comparan los valores medios de RCS de cada parcela con los valores medios tanto de los datos medidos en regueros (D) como entre los regueros (L), (figura 6.22), se observa que en todas las parcelas excepto en una (CRN-1), el valor medio de cada desmonte se sitúa en la posición intermedia de los valores de D y L. Excepto para CRN-1, los valores medios de D siempre son superiores a la media de la parcela, y los valores medios de L siempre son inferiores (tabla 6.14).

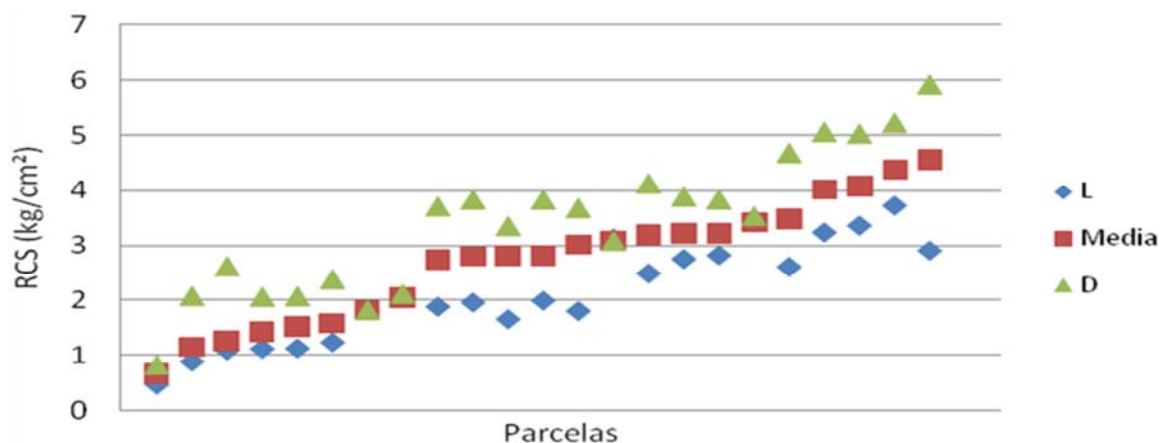


Figura 6.22. Valores de Resistencia a Compresión Simple (RCS) ($\text{kg}\cdot\text{cm}^{-2}$) de cada parcela, siendo: Media = valores de RCS medios de toda la parcela; L = valores de RCS medios medidos entre regueros; D = valores de RCS medios medidos en regueros.

Parcela	RCS		
	Media	L	D
T4T4-1	2.74	1.88	3.71
T4T4-2	2.82	1.99	3.83
T4T4-3	2.8	1.96	3.83
CRS-1	4.38	3.72	5.22
CRS-2	4.02	3.23	5.06
CRS-3	4.08	3.36	5.02
CRN-1	3.09	3.12	3.08
CRN-2	2.05	2.05	2.11
CRN-3	1.81	0.59	0.91
M13-1	1.15	0.88	2.07
M13-2	1.26	1.09	2.61
M13-3	0.65	0.46	0.81
ST4S-1	3.42	3.41	3.53
ST4S-2	3.22	2.82	3.83
ST4S-3	3.22	2.75	3.88
ST4N-1	1.58	1.23	2.37
ST4N-2	1.51	1.12	2.07
ST4N-3	1.42	1.11	2.05
M12-1	4.56	2.9	5.93
M12-2	3.48	2.61	4.68
M12-3	3.2	2.49	4.12
M12-5	3.01	1.8	3.68
M12-6	2.81	1.65	3.35

Tabla 6.14. Valores de Resistencia a Compresión Simple (RCS) ($\text{kg}\cdot\text{cm}^{-2}$) de cada parcela, siendo: Media = valores de RCS medios de toda la parcela; L = valores de RCS medios medidos entre regueros; D = valores de RCS medios medidos en regueros.

Por tanto, que existan diferencias entre los valores medios de D y L de las parcelas muestra que la formación de regueros produce un aumento de la variabilidad en la respuesta ante la erosión dentro del talud. Debido a que no se han monitorizado ninguna otra propiedad del suelo en función de su disposición en D o L, tales como la humedad superficial o el suelo desnudo, no se ha podido estimar la posible interacción entre dichas propiedades del suelo y las variaciones de la RCS en D o L de cada parcela.

6.5.6. INTERACCIÓN ENTRE LAS UNIDADES CON CUBIERTA VEGETAL HOMOGÉNEA (UCVHs) CON LAS PROPIEDADES DEL SUELO. INFLUENCIA EN LA PRODUCCIÓN DE SEDIMENTOS Y EN LA CUBIERTA VEGETAL

De la correlación individual entre los valores medios de humedad, de Resistencia a la Compresión Simple (RCS), de rugosidad y de suelo desnudo con los valores medios de las ocho distribuciones de partículas del suelo medidas en cada una de las Unidades con Cubierta Vegetal Homogénea (UCVHs), se han obtenido quince R significativos con $P < 0.05$ de veinticuatro correlaciones realizadas (tabla 6.15).

Tabla 6.15. Valores de R para las 24 correlaciones realizadas entre los factores humedad, RCS, rugosidad y suelo desnudo con las diferentes distribuciones de partículas del suelo de cada una de las Unidades con Cubierta Vegetal Homogénea (UCVHs). En rojo se presentan las correlaciones significativas con $p < 0.05$.

Propiedades del suelo	Gravas (mm)				Arenas (mm)			Finos (mm)
	total	>19	19-6	6-2	total	2-0.1	0.05-0.02	<0.02
Humedad (%)	-0.43	-0.26	-0.34	-0.41	0.25	-0.05	0.51	0.16
RCS (kg·cm ²)	0.03	-0.14	0.37	-0.03	-0.24	-0.18	-0.10	0.21
Rugosidad	-0.14	-0.05	-0.27	-0.11	0.36	0.24	0.20	-0.22
Suelo (%)	0.20	0.24	0.40	0.14	-0.09	0.03	-0.21	-0.10

Entre las propiedades del suelo RCS, rugosidad y humedad, ha sido este último factor el que ha presentado un mayor número de R significativos con $p < 0.05$. La humedad presenta correlaciones estadísticamente significativas con todas las distribuciones de partículas del suelo analizadas menos con los finos y las arenas gruesas y medias (2-0.1 mm), (tabla 6.15). La correlación de la humedad con las gravas de entre 6 y 2 mm ha sido la que presenta el R con valor absoluto más alto de toda la serie, ($R = -0.41$) (tabla 6.15, figura 6.23).

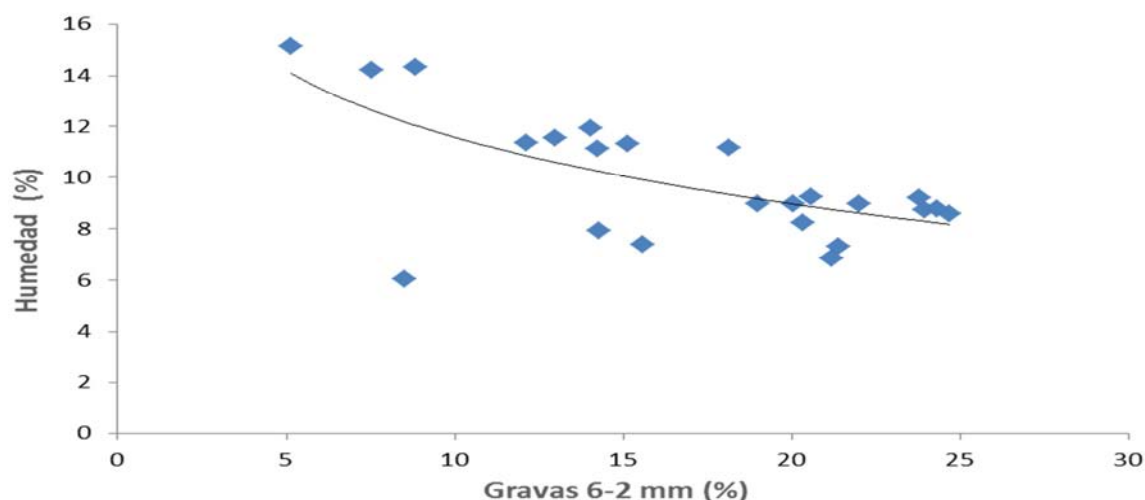


Figura 6.23. Representación gráfica entre las gravas de entre 6 y 2 mm y los porcentajes de humedad medios de cada UCVH. Se relacionan por una ecuación logarítmica $y = -3.768 \cdot \ln(x) + 20.253$, $R^2 = 0.42$.

La rugosidad ha presentado un R significativo con $p < 0.05$ en función de cinco de las ocho distribuciones de partículas del suelo analizadas, presentando un número intermedio de correlaciones estadísticamente significativas entre la humedad y la RCS (tabla 6.15). Por último, la RCS ha sido el factor con menor número de correlaciones estadísticamente significativas con $p < 0.05$, con cuatro de ocho posibles. Por otro lado, dentro de las diferentes distribuciones de partículas del suelo analizadas, la de "arenas total" y la de gravas de entre 19 y 6 mm son los únicos factores que han presentado un R significativo con $p < 0.05$, tanto en función de la humedad, de la RCS y de la rugosidad (tabla 6.15).

El suelo desnudo ha presentado un R significativo con $p < 0.05$ en función de las gravas, las gravas mayores de 19 mm, las gravas de entre 19 y 6 mm y las arenas finas (0.05- 0.02 mm) (tabla 6.15). Es destacable, que no presente correlación estadísticamente significativa con los porcentajes de finos (tabla 6.15). Al igual que para la relación de las distribuciones de partículas del suelo medias de cada parcela en función de la producción de sedimentos, estos resultados no permiten comparación alguna con los del informe sobre la geología y la geotecnia de este entorno, realizado por la consultora CGA, que clasifica granulométricamente como una sola unidad a toda la zona, tomando como referencia la proporción de finos. Cabe destacar que la clasificación de suelos del informe de la consultora CGA se realiza sobre la base de un criterio geotécnico, y no sobre la base de un criterio que tenga en cuenta la estabilidad superficial ante los procesos de erosión hídrica. En consecuencia, al menos para escenarios con litologías parecidas, una clasificación de los suelos de acuerdo a criterios geotécnicos no aporta información útil que permita establecer criterios que ayuden a alcanzar la estabilidad superficial de los taludes ante los procesos de pérdida de suelo por erosión hídrica, ya sea para aplicar dicha información en las fases de diseño, construcción o restauración.

Las gravas de entre 19 y 6 mm han sido la única distribución de partículas con correlaciones estadísticamente significativas con los cuatro factores comparados de la tabla 6.15. Ésta es la distribución de partículas que más influencia tiene en las propiedades del suelo analizadas, y la que tiene una correlación con valor absoluto más alto con la cobertura vegetal. Estos datos coinciden con los resultados sobre la influencia de la distribución de partículas media de cada parcela en su producción de sedimentos (apartado 6.5.5), donde sólo se obtuvo una correlación estadísticamente significativa con este tipo de gravas.

Tal y como ya se ha comentado en el apartado 6.4.4 de este diseño experimental sobre las UCVHs, según la bibliografía consultada el aumento del porcentaje de material fino aumenta la cantidad de agua retenida en el suelo y el agua disponible para la vegetación. Según esta consideración, sería de esperar una correlación estadísticamente significativa entre el porcentaje de material fino con el porcentaje de humedad (positiva) y con el suelo desnudo de cada UCVH (negativa). En cambio, de la correlación de los porcentajes de humedad,

contenido en finos y de suelo desnudo medios de cada UCVH entre sí, la correlación entre el suelo desnudo y la humedad es el único factor que presenta un R significativo con $p < 0.05$ (tabla 6.16).

	Humedad (%)	Finos (%)	Suelo desnudo (%)
Humedad (%)	1.00	0.16	-0.33
Finos (%)	0.16	1.00	-0.10
Suelo desnudo (%)	-0.33	-0.10	1.00

Tabla 6.16. Valores de R para las correlaciones hechas entre los valores medios de humedad, contenidos en finos y suelo desnudo de las UCVHs detectadas. En rojo se presentan las correlaciones significativas con $p < 0.05$.

En el siguiente análisis, los porcentajes de suelo desnudo de cada UCVH se dividen en cinco clases: 1 < 20%; 2 = 20-39.9%; 3 = 40-59.9%; 4 = 60-79.9%; 5 ≥ 80%. Para cada UCVH se correlacionan los porcentajes medios de humedad y de suelo desnudo. Se ha obtenido que la clase 1, con la menor proporción de suelo desnudo, presenta diferencias estadísticamente significativas con un grupo formado por el resto de las clases (figura 6.24 y tabla 6.17).

Tabla 6.17. Porcentajes de suelo desnudo medio de cada UCVH en función de los porcentajes de humedad media de cada UCVH. Los porcentajes de suelo desnudo se representan de la siguiente manera: 1 < 20%; 2 = 20-39.9%; 3 = 40-59.9%; 4 = 60-79.9%; 5 ≥ 80. Resultados obtenidos con un análisis estadístico de los datos tipo ANOVA. Las cinco clases fueron comparadas por medio del test de Turkey. Las letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas al nivel $p < 0.05$.

Suelo desnudo	1	2	3	4	5
Humedad (%)	16.72 ^a	9.42 ^b	9.10 ^b	9.39 ^b	8.54 ^b

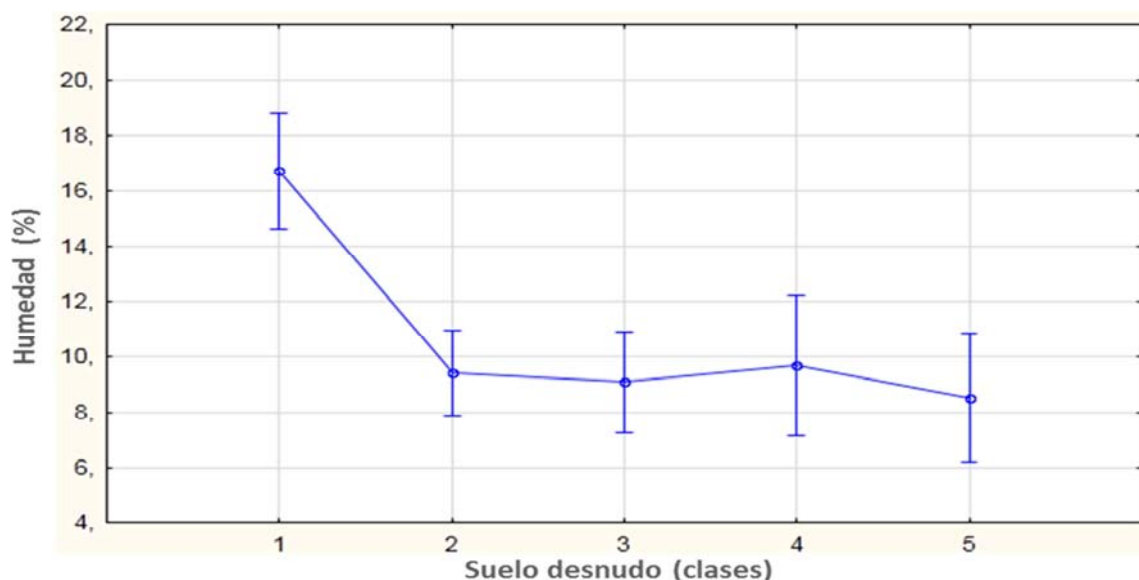


Figura 6.24. Porcentajes de suelo desnudo medio de cada UCVH en función de los porcentajes de humedad media de cada UCVH. Los porcentajes de suelo desnudo se representan de la siguiente manera: 1 < 20%; 2 = 20-39.9%; 3 = 40-59.9%; 4 = 60-79.9%; 5 ≥ 80%. Resultados obtenidos con un análisis estadístico de los datos tipo ANOVA. Existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre la clase 1 y el resto de clases.

De la correlación de la humedad, de las RCS y de la rugosidad de cada UCVH entre sí, la rugosidad es el único factor que presenta un R significativo con $p < 0.05$, tanto en función de la humedad como de la RCS (tabla 6.18).

	Humedad (%)	RCS (%)	Rugosidad (%)
Humedad (%)	1.00	-0.08	0.41
RCS (%)	-0.08	1.00	-0.21
Rugosidad (%)	0.41	-0.21	1.00

Tabla 6.18. Valores de R para las correlaciones hechas entre los valores medios de humedad, RCS y rugosidad de las UCVHs delimitadas. En rojo se presentan las correlaciones significativas con $p < 0.05$.

Las variaciones en la rugosidad medida se deben fundamentalmente a las variaciones topográficas que generan los regueros en la superficie del desmonte. Con el aumento en tamaño y cantidad de los regueros es de esperar que aumente la rugosidad, y viceversa. La presencia de regueros en taludes es utilizada como un indicador de la actuación de intensos procesos de erosión (Debelle, 1971), de tal manera que un mayor número y/o un mayor tamaño de regueros indica mayor actividad erosiva. A mayor erosión hídrica, mayor degradación del suelo, lo que a su vez reduce la capacidad del suelo para retener humedad y para desarrollar vegetación. En cambio, en estos desmontes se ha observado que dentro de los regueros se ha desarrollado más vegetación que en las áreas del desmonte sin regueros. Esta vegetación podría afectar al comportamiento erosivo del desmonte, disminuyendo la velocidad de la escorrentía y de la carga de sedimentos que fluye a través de los regueros, favoreciendo la retención de humedad. Precisamente este es el tipo de correlación con R significativo con $p < 0.005$ que se ha obtenido entre la humedad y la rugosidad de las UCVHs (tabla 6.18). Esto puede significar que la evolución geomorfológica que sufren estos desmontes una vez formados los regueros es un factor muy a tener en cuenta, y que durante esta evolución se puede favorecer el desarrollo de la vegetación y el aumento de la humedad del suelo.

Tal y como se mostró en el apartado anterior, los valores de la RCS varían en función de si se miden en los regueros o entre las áreas sin regueros, obteniéndose valores más altos en las zonas donde se han desarrollado regueros que donde no. Por tanto, debido a que con el aumento del tamaño y del número de regueros aumentan la rugosidad y la humedad, también sería de esperar que aumentara la RCS. En cambio, éste no es el tipo de correlación con R significativo y $p < 0.005$ que se ha obtenido entre la RCS y la rugosidad de las UCVHs (tabla 6.18), mientras que en la correlación entre la humedad y la RCS no se ha obtenido un R significativo con $p < 0.005$. Esto puede deberse a que la rugosidad con la que se trabaja en este apartado es la media de cada UCVH, y es representativa tanto de las mediciones tomadas en los regueros como las tomadas entre los regueros, o también, a que el mayor desarrollo de la vegetación en los regueros haya sido promovida por otros factores más determinantes que la RCS, como puede ser la modificación en la microtopografía que

producen los propios regueros. Por otro lado, de la correlación entre los valores medios de la rugosidad de cada parcela con la producción de sedimentos total acumulada de cada una de ellas, no se obtuvo un R significativo con $p < 0.05$ (ver apartado 6.5.5 sobre la influencia de las propiedades del suelo en la producción de sedimentos). Así pues, aunque la rugosidad presente correlaciones estadísticamente significativas con la humedad, con la RCS, con las gravas de entre 19 y 6 mm, con todos los tipos de arenas analizadas y con los finos de cada UCVH, la rugosidad media de cada parcela no es representativa de su comportamiento erosivo en su conjunto (tabla 6.13).

Existen otros factores que pueden ser determinantes en la producción de sedimentos. El caso particular del desmonte ST4N permite argumentar al respecto. ST4N es un desmonte orientado hacia el N (al igual que CRN y M13), que es la orientación con menor producción de sedimentos. De todos ellos, el desmonte con menor producción de sedimentos es ST4N. En cambio, si analizamos las propiedades topográficas, las propiedades del suelo y las cubiertas vegetales de cada uno de los desmontes, no se ha encontrado ninguna explicación que concuerde con una producción de sedimentos prácticamente nula para ST4N (tabla 6.19). Más bien al contrario, ya que es el que tiene un factor LS mayor y el que presenta menor proporción de finos. En el resto de factores, presenta valores intermedios entre los otros dos desmontes.

Tabla 6.19. Producción de sedimentos total acumulada (kg) y algunas de las propiedades de los desmontes para los tres desmontes estudiados con orientación Norte.

Desmonte	Sedimentos (kg)	Factor LS	RCS	Rugosidad	Gravas (%)	Arenas (%)	Finos (%)	Suelo desnudo (%)
CRN	15.26	13.90	2.32	91.85	24.74	56.68	18.57	43.49
M13	6.44	23.09	1.02	87.73	7.90	65.65	26.45	28.87
ST4N	0.23	25.92	1.50	89.22	24.37	66.15	9.32	37.98

La razón por la cual estimamos que ST4N no produce sedimentos puede ser debida a su estratigrafía, que es la responsable de la peculiar disposición de las UCVHs en este desmonte. Esta peculiaridad se debe a la sucesión de las 10 primeras UCVHs de este desmonte, que consiste en que van alternando dos UCVHs diferentes, una detrás de otra (tabla 6.20). Por un lado están las UCVHs 1, 3, 5, 7, 9. Estas UCVHs tienen menos de un 10.3% de finos más arenas finas, por lo que interpretamos que favorecen una gran infiltración y tienden a presentar una baja capacidad de retención de agua, algo que se refleja en unos valores muy bajos de humedad, todos inferiores al 6.6%. La escasa retención de humedad favorecería que estas UCVHs tengan hasta un 90% de suelo desnudo, y una media del 42%. Estas UCVHs sí que son productoras de sedimentos tal y como se ha comprobado en observaciones de campo. Por el otro lado, están las UCVHs 2, 4, 6, 8 y 10. Estas UCVHs tienen en torno al 28% de finos y arenas finas, proporción suficiente como

para retener el agua que cae sobre ellas y parte de la que procede de la infiltración de los estratos superiores, lo que se refleja en que tienen unos valores de humedad superiores, que van desde un 14.5% hasta un 26.1%. Estos estratos tienen más agua disponible para la vegetación, por lo que tienen menor proporción de suelo desnudo, con un valor máximo de un 30%, y un valor medio de un 20%. En definitiva, se podría decir que nos encontramos ante trampas de sedimentos “naturales”, que almacenan el sedimento del estrato superior que los produce.

Tabla 6.20. Valores medios de la humedad, de la distribución de las partículas y del % de suelo desnudo de las UCVHS monitorizadas del desmonte ST4N. Al ser ST4N un desmonte con continuidad entre sus UCVHs, estos datos son representativos para sus tres réplicas. La UCVH 1 se sitúa al pie del desmonte, y la UCVH 12 en su culminación.

UCVH	Área (m ²)	Humedad (%)	Gravas (mm)				Arenas (mm)			Finos (mm)	Suelo (%)
			total	>19	19-6	6-2	total	2-0.2	0.2-0.05	<0.05	
UCVH 1	3.96	26.07	37.37	0.00	1.21	36.16	59.95	54.45	5.51	2.68	10
UCVH 2	2.12	23.79	3.75	0.00	0.16	3.59	90.40	67.81	22.58	5.85	10
UCVH 3	8.36	5.45	37.37	0.00	1.21	36.16	59.95	54.45	5.51	2.68	40
UCVH 4	4.22	19.70	3.75	0.00	0.16	3.59	90.40	67.81	22.58	5.85	10
UCVH 5	19.94	4.09	37.37	0.00	1.21	36.16	59.95	54.45	5.51	2.68	35
UCVH 6	0.15	14.59	3.75	0.00	0.16	3.59	90.40	67.81	22.58	5.85	10
UCVH 7	12.50	6.32	37.37	0.00	1.21	36.16	59.95	54.45	5.51	2.68	35
UCVH 8	5.04	16.92	3.75	0.00	0.16	3.59	90.40	67.81	22.58	5.85	10
UCVH 9	1.93	6.57	16.87	0.00	0.34	16.53	78.02	72.83	5.20	5.10	90
UCVH 10	7.37	20.19	9.72	0.00	0.75	8.98	63.14	43.05	20.09	27.13	30
UCVH 11	20.18	4.69	18.87	0.00	0.95	17.92	65.77	54.79	10.98	15.36	30
UCVH 12	10.97	5.42	18.87	0.00	0.95	17.92	65.77	54.79	10.98	15.36	15
Total	96.75	8.74	24.89	0.00	0.95	23.94	66.06	55.65	10.41	9.05	29

6.6. CONCLUSIONES

A modo de conclusiones generales, se puede ultimar lo siguiente:

1. La producción media de sedimentos para el conjunto de los desmontes es de 17.38 kg·m lineal·año⁻¹, con una tasa de erosión de 15.35 Mg·ha⁻¹·año⁻¹. Aunque esta tasa media de erosión no es muy elevada, entre los distintos taludes estudiados existen diferencias en la producción de sedimentos que pueden llegar a ser de hasta tres órdenes de magnitud. Éste es el caso de la diferencia entre las producciones medias de los desmontes ST4N, de 0.01 Mg·ha⁻¹·año⁻¹ (0.03 kg·m lineal⁻¹·año⁻¹), y CRS, de 45.44 Mg·ha⁻¹·año⁻¹ (46.03 kg·m·lineal⁻¹·año⁻¹); entretanto, los otros desmontes tienen producciones de sedimentos intermedias entre estas dos. Esta gran variabilidad entre las tasas de erosión revela un comportamiento muy heterogéneo de los desmontes estudiados ante los procesos de erosión hídrica.
2. De los 48 episodios registrados, un 54.62% de la producción total de sedimentos corresponde a un sólo episodio, mientras que el 85.38% corresponde a tan sólo cuatro episodios. Además, se ha demostrado que no existe una correlación significativa entre la precipitación total acumulada y los sedimentos producidos en cada episodio. En cambio, sí que existe correlación entre la producción de sedimentos y las intensidades máximas I_{60} , I_{30} , I_{15} e I_5 de cada episodio de precipitación, siendo I_{15} la intensidad que ofrece el mayor grado de correlación. Estos datos muestran la importancia que tienen los denominados "eventos extremos" en la producción total de sedimentos para desmontes de infraestructuras lineales situados en regiones de clima Mediterráneo.
3. Desde el punto de vista de la granulometría del sustrato, todas las parcelas pertenecen a una única unidad de las descritas en el informe geológico y geotécnico realizado por CGA, que se denomina "arena de miga" (0-40% finos); la agrupación de materiales tan heterogéneos presenta limitaciones para el estudio de procesos de erosión hídrica, del mismo modo que también presentan limitaciones en la mayor parte de los estudios edáficos, que se centran en la fracción de tierra fina (<2 mm) al considerarla la fracción de suelo más determinante en las propiedades del suelo (Fernández-Sanjurjo, 1999). En cambio, el análisis estratigráfico realizado en cada desmonte muestra cambios de facies abundantes, que denotan una gran heterogeneidad granulométrica, lo que influye en el diferente comportamiento de cada desmonte ante la erosión hídrica. Del análisis de los valores medios de las distribuciones de partículas de cada parcela en función de la producción de sedimentos total acumulada de cada parcela, la proporción de gravas de entre 19 y 6 mm ha resultado ser la única distribución de partículas del suelo estudiada que tiene una correlación significativa con la erosión hídrica. Se trata de una correlación

directa; es decir, la producción de sedimentos aumenta con la proporción del porcentaje de gravas de 19-6 mm. Estos resultados no coinciden con lo esperado, a la vista de la mayoría de la bibliografía consultada, donde se indica que las gravas del suelo aumentan la protección sobre la erosión hídrica. Sin embargo, sí que coinciden con las apreciaciones realizadas en algunas investigaciones sobre la influencia de las gravas en la erosión. En estos estudios se señala que la relación entre la presencia de gravas y la erosión hídrica no es única, y que se producen variaciones dependiendo de ciertas características edáficas y del tiempo (Grant & Struchtemeyer, 1959; De Ploey, 1981; Farres & Smith, 1988; Rostagno, 1989; Poesen *et al.*, 1990; Merzouk & Blake, 1991), Poesen & Lavee, 1991; Poesen & Ingelmo-Sánchez, 1992; Figueiredo *et al.*, (2009).

4. El desarrollo de este diseño experimental ha permitido demostrar que el porcentaje de suelo desnudo y la producción de sedimentos guardan relación con la orientación de los desmontes. Los desmontes orientados hacia el Sur y el Oeste experimentan valores de erosión superiores a los taludes orientados hacia el Norte y el Este respectivamente. La orientación Norte presenta los valores más bajos de producción de sedimentos y de suelo desnudo, mientras que la orientación Sur muestra los valores más altos de producción de sedimentos y los segundos más altos de suelo desnudo. Estos datos se ajustarían a lo esperado si no fuera porque la orientación Este exhibe el valor más alto de suelo desnudo, a pesar de que es la segunda orientación con menor producción de sedimentos. Entendemos que estas diferencias con respecto a lo esperado se deben a la influencia de otros factores, tales como la Resistencia a la Compresión Simple (RCS) en la capa superficial del suelo, la estratigrafía y la granulometría (litología del sustrato). A pesar de ello, la orientación es un factor que debería tenerse en cuenta en la elección de los tratamientos más adecuados para el control de la erosión y la restauración de este tipo de taludes.
5. Los valores de la Resistencia a Compresión Simple (RCS) medios de cada parcela presentan relaciones directas con los porcentajes medios de suelo desnudo y con la producción de sedimentos total acumulada de cada parcela. Así pues, los desmontes con RCS menores presentan menores porcentajes de suelo desnudo y de producción de sedimentos. Además, se han relacionado valores bajos de RCS a superficies de suelo poco compactadas y disgregadas, a un aumento de la infiltración, y a la mejora de las condiciones locales del suelo que favorecen el desarrollo de la vegetación.
6. Los valores de RCS medidos en los regueros (D) y entre regueros (L) son diferentes, siendo los valores medios de cada parcela mayores en D que en L. Estos datos muestran que la presencia o ausencia de regueros afecta a la variabilidad de la RCS en los desmontes. Por tanto, la formación de regueros afecta a las propiedades físicas de

las superficies donde se desarrollan, cambiando la respuesta erosiva que tenían previamente.

7. En estos desmontes se ha observado que en los regueros se ha desarrollado más vegetación que entre ellos. Por otro lado, a mayor rugosidad mayor número y tamaño de regueros. Aunque no se ha encontrado relación entre la rugosidad y la producción de sedimentos total acumulada de cada parcela, si que se obtuvieron correlaciones estadísticamente significativas con la humedad, la RCS, con las gravas de entre 19 y 6 mm, con todos los tipos de arenas analizadas y con los finos de cada UCVH, entre los que se ha destacado la correlación directa entre la rugosidad y la humedad. Esto último se puede deber a la mayor cubierta vegetal de las áreas del desmonte ocupadas por los regueros, lo que podría haber hecho disminuir la velocidad de la escorrentía y mejorar la retención de humedad en estas áreas. Estos resultados parecen sugerir que una vez formados los regueros, las modificaciones que se generan en el sustrato a causa de la acción de los procesos de erosión hídrica que los forman, influyen en el desarrollo de la vegetación local y en otras propiedades del suelo, lo que a su vez también influye en la evolución geomorfológica de los desmontes.
8. Se han detectado correlaciones estadísticamente significativas entre las propiedades locales del suelo de las Unidades con Cubierta Vegetal Homogénea (UCVHs). Más concretamente, se han encontrado numerosas correlaciones entre las distribuciones de partículas del suelo estimadas en función de la humedad, la rugosidad, la RCS y la cubierta vegetal. También existe correlación entre la humedad y la cubierta vegetal, y entre la rugosidad en función de la RCS y de la humedad. Por tanto, las variaciones estratigráficas modifican las propiedades del suelo, promoviendo que dentro de un mismo desmonte existan gradientes en sus propiedades físicas, las cuales influyen en el comportamiento erosivo y en el desarrollo de la vegetación.
9. Tal y como ya se ha comentado en estas conclusiones, las gravas de entre 19 y 6 mm han sido la única fracción de la distribución de partículas del suelo que han tenido una correlación estadísticamente significativa con la producción de sedimentos total acumulada de cada parcela. Además, junto con el porcentaje total de arenas, han sido las únicas fracciones de partículas con correlaciones estadísticamente significativas con todas las propiedades del suelo analizadas de cada UCVH. Incluso ha sido la fracción de partículas con la correlación con valor absoluto más alto en función de la cobertura vegetal de cada UCVH. Por tanto, para este escenario, los resultados obtenidos indican que las gravas son la fracción de partículas que tienen una mayor influencia en el desarrollo de la cubierta vegetal y en el comportamiento erosivo de las parcelas.

10. Se ha puesto de manifiesto como la estratigrafía del sustrato influye de manera significativa en la producción de sedimentos de cada desmonte. El desmonte ST4N muestra un caso realmente ilustrativo, donde una peculiar estratigrafía se refleja en la formación de una secuencia de UCVHs que funcionan como trampas "naturales" de sedimento, reduciendo la producción de sedimentos de una forma drástica.
11. Dado que los desmontes se sitúan sobre una cuenca sedimentaria "típica", estas conclusiones, aunque con cautela, pueden ser extrapoladas a otras cuencas sedimentarias en áreas de clima Mediterráneo en donde la distribución de materiales del sustrato sea similar.

7. CARACTERIZACIÓN Y VALIDACIÓN DE LOS EFECTOS SOBRE EL SUELO PRODUCIDOS POR EL ACABADO SUPERFICIAL CON UN APERO EN UN TALUD EXPERIMENTAL

7.1. INTRODUCCIÓN

Este diseño experimental se centra en la aplicación de un acabado superficial en dos taludes *ad hoc*, con el fin de mejorar sus propiedades hidrológicas y físicas desde un enfoque ecológico. Para ello, se ha diseñado y construido un apero dentro del proyecto CLEAM, el cual se encuentra actualmente en fase de redacción de documentación para solicitar su patente. El apero en cuestión tiene un diseño original, dirigido a realizar operaciones mecánicas de descompactación y de aumento de la rugosidad de la superficie del talud. El apero permite realizar descompactaciones puntuales, distribuidas espacialmente de forma no continua sobre la superficie del talud. En el apartado 2.3.5.1 se hace una revisión de este tipo de tratamientos, y de sus beneficios frente a los acabados convencionales de las superficies de los taludes.

La revisión realizada de la literatura sobre este tipo de tratamientos ha puesto de manifiesto la escasez de enfoques como el que proponemos. En España no se han encontrado tratamientos para la restauración de taludes parecidos al que se propone en este estudio. No obstante, al menos en EE.UU., existen artículos y manuales que si aconsejan el manejo de la superficie de los taludes con tratamientos de este tipo (Adams & Blaser, 1979; Huffine *et al.*, 1981; Claassen & Hogan, 1998; Caltrans, 2003, 2010, 2011_a; Grismer *et al.*, 2009; Hogan, 2009). Todo ello frente a una gran cantidad de soluciones que se agrupan bajo la denominación de "bioingeniería", que casi siempre tratan de estabilizar los taludes a partir de la introducción de elementos "exteriores" en los mismos, como por ejemplo, distintos tipos de mallas o geotextiles.

7.1.1. VENTAJAS Y LIMITACIONES DE LAS MICROPARCELAS PARA ESTE ESTUDIO

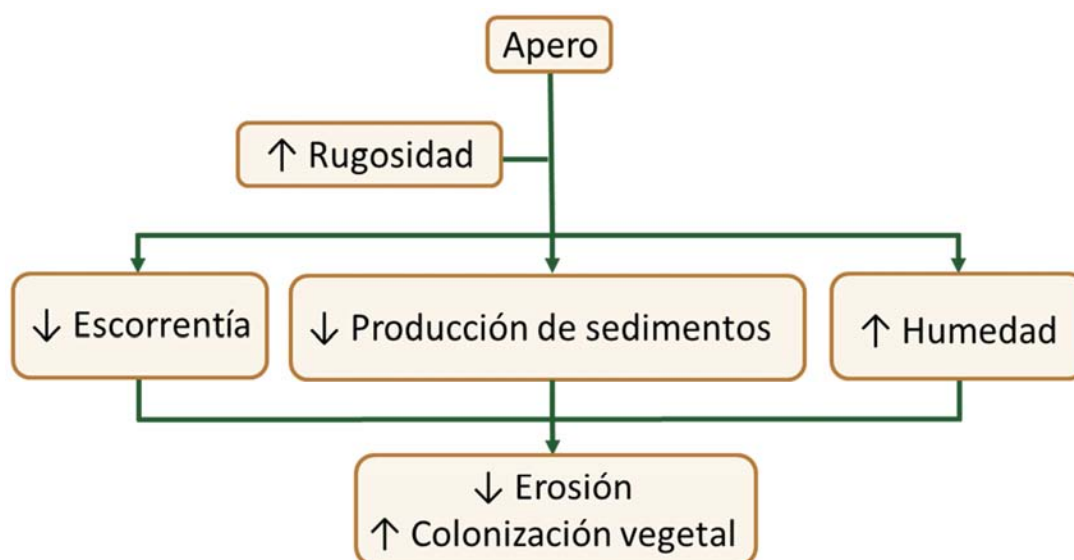
Los objetivos del estudio condicionan el tamaño de las parcelas experimentales a utilizar, ya que los distintos procesos erosivos ocurren a diferentes escalas espaciales (Evans, 1995).

Las parcelas de erosión utilizadas en este diseño experimental tienen un tamaño menor de 10 m², tratándose pues de microparcels. En todas ellas, en su parte inferior se colocaron colectores para la recogida del sedimento y de la escorrentía producida por la lluvia. La principal ventaja que ofrecen las microparcels frente a otras parcelas de mayor tamaño, es que son instalaciones sencillas y económicas que permiten la realización de un elevado número de ensayos y replicaciones, y el muestreo en diferentes ambientes y suelos. Según Morgan (1997), las microparcels presentan el tamaño más adecuado para la investigación en detalle de algunos procesos de erosión, como por ejemplo: la erosión por salpicadura y su transporte, la erosión difusa por escorrentía superficial, la estabilidad estructural de los suelos y los procesos de compactación superficial. También para comparar estos procesos de erosión en grupos de parcelas, como por ejemplo: la erosionabilidad de distintos tipos de suelos, la respuesta hidrológica de diferentes sistemas de manejo y tratamientos del suelo, o la protección ejercida por diferentes cubiertas de suelo. Por tanto, el uso de las microparcels resulta una metodología adecuada para evaluar el diferente comportamiento erosivo de los desmontes en función de su acabado superficial.

Las mayores limitaciones de las microparcels derivan de su reducido tamaño. Según De Alba (1998), estas limitaciones principalmente son debidas al escaso poder erosivo de la escorrentía superficial, a la ausencia de flujos de agua tanto superficiales como subsuperficiales, a la reducción de la acción erosiva de la lluvia mediante fenómenos de turbulencia y a el aumento del "efecto de borde" de la microparcels, debido a su gran perímetro con respecto a su pequeña superficie.

7.2. HIPÓTESIS DE TRABAJO

El objetivo de la descompactación y del aumento de la rugosidad de la superficie de un talud determinado es favorecer la estabilidad del suelo frente a la erosión hídrica, aumentando la infiltración y facilitando los procesos de revegetación espontánea o activa de su superficie (ver apartado 2.3.5.1). La hipótesis es que la aplicación de un apero, diseñado específicamente en el marco de esta tesis doctoral, sobre la superficie de dos desmontes experimentales va a mejorar sus respuestas hidrológicas y erosivas, así como las condiciones físicas (descompactación, aireación, disponibilidad de agua, rugosidad superficial...) de la capa superficial del suelo, lo que puede ayudar al establecimiento y al desarrollo de la vegetación. Más concretamente, se espera que el aumento de la rugosidad superficial, por un lado reduzca de una forma significativa la producción de escorrentía y sedimentos, y por el otro, aumente el contenido en humedad. Por tanto, con la aplicación de este apero, se pretende reducir los procesos erosivos, lo que a su vez puede favorecer la colonización vegetal. Para ello se ha desarrollado un diseño experimental en dos taludes contruados *ad hoc*, en los que se han instalado una serie de microparcels para el control de las respuestas hidrológicas y erosivas en dos escenarios diferentes: 1) frente a los episodios de lluvia natural que ocurran durante el periodo de monitorización; 2) en experimentos de simulación de lluvia de diferentes intensidades.



Esquema general que muestra el contexto de investigación desarrollado en este capítulo.

7.3. OBJETIVOS GENERALES

El objetivo principal de este diseño experimental es caracterizar y validar los efectos positivos que produce un apero en el control de la erosión y en la restauración ecológica de los taludes. Este objetivo principal se articula en los siguientes objetivos específicos:

1. La construcción de un desmonte experimental para caracterizar y validar los efectos sobre el suelo producidos por el acabado del talud con el apero.
2. Modificar el acabado superficial en distintos sectores del desmonte experimental mediante el uso del apero.
3. Cuantificar y comparar las respuestas hidrológicas y erosivas bajo condiciones de lluvia natural de parcelas experimentales en las que se aplican acabados de tipo "convencional" y con el apero.
4. Cuantificar y comparar las respuestas hidrológicas y erosivas mediante experimentos de simulación de lluvia de parcelas experimentales en las que se aplican acabados de tipo "convencional" y con el apero.
5. Caracterizar los efectos del apero sobre las propiedades físicas de la capa superficial del suelo y de la rugosidad superficial.

7.4. MATERIAL Y MÉTODOS

7.4.1. ÁREA DE ESTUDIO

El desmonte se construyó en un campo experimental en el que parte del grupo de investigadores del proyecto CLEAM trabaja desde principios de los años noventa. Éste se encuentra situado en la Finca Experimental La Higuera (CCMA-CSIC) (latitud 40° 3"N y longitud 04° 25"W, situado a 450 metros sobre el nivel del mar), en el término municipal de Santa Olalla, en la comarca de Torrijos (Toledo) (figura 7.1).

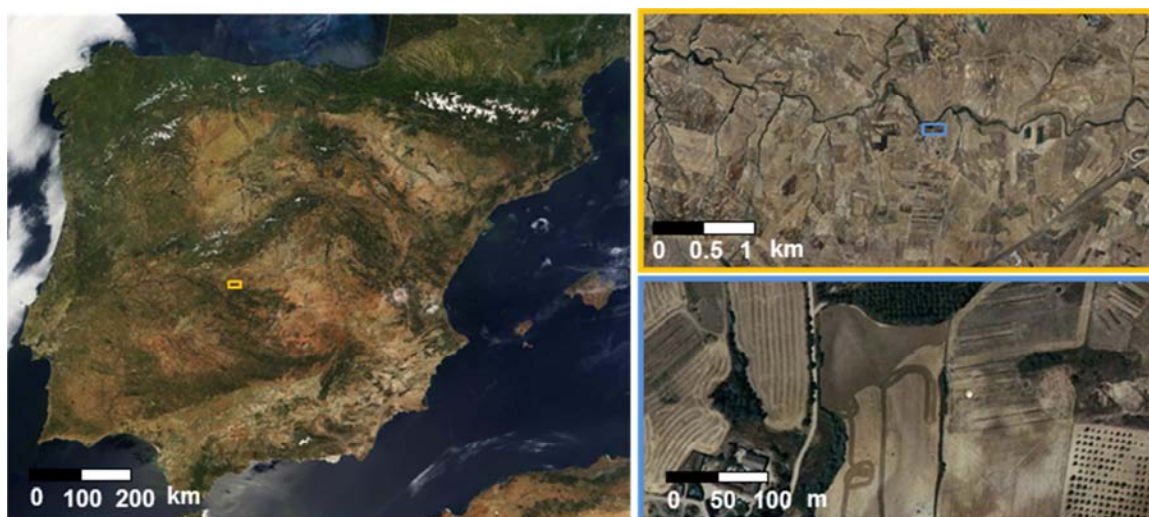


Figura 7.1. Fotografías de satélite y aéreas de la Finca Experimental La Higuera. Fuente: www.sigpac.net.

El clima es del tipo Mediterráneo Continental Semiárido (Oliver-Moscardó *et al.*, 1985), con una precipitación anual media en torno a los 450 mm, repartidos principalmente en los meses de otoño e invierno, y unas temperaturas medias que varían desde 5°C en invierno a 25°C en verano.

Geológicamente, el área de estudio se encuentra en las facies intermedias de la Cuenca Sedimentaria de Madrid (ver apartado 3.1), y los materiales que la componen son sedimentos miocenos no consolidados, fundamentalmente series arenosas con intercalaciones lutíticas. En el campo experimental, la litología superficial corresponde a facies gruesas de textura arenosa. La topografía de la zona presenta suaves ondulaciones, con pendientes medias generalmente inferiores al 15% (De alba *et al.*, 2003). Esta zona se sitúa en la región central de la cuenca hidrológica del río Tajo (CM, 2006), en la subcuenca del río Alberche.

El proceso de evolución del paisaje hasta adquirir su configuración actual se caracteriza por una progresiva reducción de la cubierta vegetal original, que se ha transformado en un dominio de las tierras para la agricultura (Razola, 2008). En este proceso, algunos árboles han sido mantenidos de forma aislada, o incluso aún pueden apreciarse pequeños bosquetes de encina. Los principales cultivos son del tipo cereal, con algunos viñedos y olivares dispersos (Razola, 2008). El suelo es del tipo Luvisol vértico (Lv), pobre en general respecto a la fertilidad, con contenidos muy bajos en materia orgánica y nitrógeno total (De Alba, 1998).

La vegetación de esta zona pertenece a la serie mesomediterránea luso-extremadurenses seco-subhúmeda silicícola de la encina (Rivas-Martínez, 1987). Su estado maduro clímax corresponde a bosques de encinas (*Quercus rotundifolia*), junto con piruétanos o perales silvestres (*Pyro bourgaeana*), así como en ciertas navas y umbrías alcornos (*Quercus suber*) o quejigos (*Quercus faginea*). Las áreas de matorrales presentan retamares (*Retama sphaerocarpa*), labiérnagos (*Phillyrea angustifolia*) y coscojas (*Quercus coccifera*); en áreas más degradadas aparecen *Cistus ladanifer*, *Lavandula pedunculata*, *Rosmarinus officinalis* y *Helichrysum serotinu*. También aparecen áreas con pastizales formados fundamentalmente por las gramíneas *Agrostis castellana*, *Psilurus incurvus* y *Poa bulbosa* (Rivas-Martínez, 1987).

7.4.2. CONSTRUCCIÓN DEL DESMONTE EXPERIMENTAL

Se construyó un desmonte experimental con características similares a los de infraestructuras lineales. Para ello, se utilizó una máquina mixta durante el mes de mayo de 2009 (figura 7.2). El acabado del desmonte se realizó "en liso", con un cazo de limpieza, simulando uno de los acabados "convencionales" de los desmontes de las infraestructuras lineales (ver apartado 2.3.5.1). El talud tiene una longitud de 35 metros, un desnivel que oscila entre los 2 y los 5 metros de altura, y una pendiente media de 35°.



Figura 7.2. Proceso de construcción del talud experimental en la finca La Higuera (CSIC), en Santa Olalla (Toledo), durante el mes de mayo de 2009.

El desmonte se dividió en dos tramos: uno para la monitorización de las parcelas bajo lluvia natural y otro para la realización de los ensayos de simulación de lluvia.

7.4.3. TRATAMIENTO CON EL APERO DE DISTINTOS SECTORES DEL DESMONTE

Sobre el acabado superficial "convencional" del desmonte experimental se aplicó el acabado con apero en franjas verticales de 1.5 m de ancho (figura 7.3). Con el fin de considerar la variabilidad física del talud en cuanto a estratificación, cambios de facies, cementaciones carbonáticas, texturas, etc., los tratamientos, sobre los que posteriormente se ubicaron las microparcelas de erosión, se distribuyeron de manera aleatoria a lo largo del talud.



Figura 7.3. Aspecto de los acabados del desmonte "convencional" (compactado y "liso") y con apero (descompactado y con rugosidad superficial).

7.5. TALUD EXPERIMENTAL LA HIGUERUELA-I. EXPERIMENTACIÓN BAJO LLUVIA NATURAL

7.5.1. OBJETIVOS DE LA EXPERIMENTACIÓN BAJO LLUVIA NATURAL

Este diseño experimental se monitorizaron los efectos erosivos producidos por la lluvia natural caída durante un año hidrológico con objeto de evaluar la erosionabilidad del suelo con los distintos tratamientos, y más concretamente, como éstos afectan a su conservación.

Los objetivos específicos de este diseño experimental fueron:

1. Estudiar los mecanismos y aspectos básicos de los procesos de erosión y de la generación de escorrentía desarrollados en las microparcels.
2. Analizar la influencia de las propiedades del suelo en los procesos de infiltración y en la generación de escorrentía.
3. Comparar la respuesta hidrológica y la producción de sedimentos de suelos sometidos a distintos acabados superficiales.
4. Estimar la durabilidad de los efectos superficiales producidos por el apero después de la monitorización de un año hidrológico.
5. Aportar información básica para el desarrollo y la validación de modelos de erosión.

7.5.2. CONSTRUCCIÓN DE LAS MICROPARCELAS

En este talud se instalaron y monitorización microparcels de erosión bajo lluvia natural. El talud se dividió en seis zonas; en tres de ellas se realizó un acabado de tipo convencional, con una superficie del talud lo más lisa posible, y en las tres restantes se realizó una labor adicional de acabado con el apero. En el talud se instalaron un total de seis parcelas experimentales, a modo de tres replicas para cada caso, acabado convencional y con apero. El apero se aplicó en las parcelas 1, 4 y 6, conforme se muestra en las figuras 7.4 y 7.5. Tal y como se observa en la figura 7.5, en las parcelas 1 y 6 el apero tuvo mayor incidencia en el suelo que en la parcela 4, produciéndose en esta última un menor descompactación del suelo que en las otras dos. Las diferencias de los efectos producidos por el apero entre las parcelas no fueron intencionadas, y se debieron a que en la parcela 4 se aplicó el apero más superficialmente que en las otras dos.

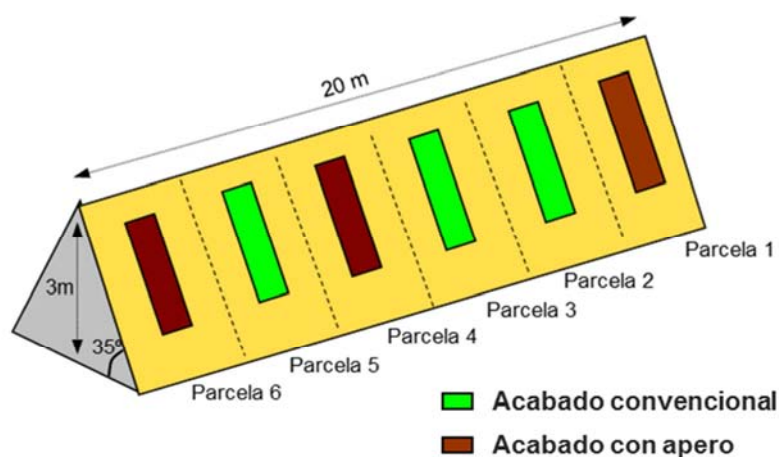


Figura 7.4 Representación del talud La Higuera-I, en la que se muestra la distribución de las parcelas experimentales y los tipos de acabado.

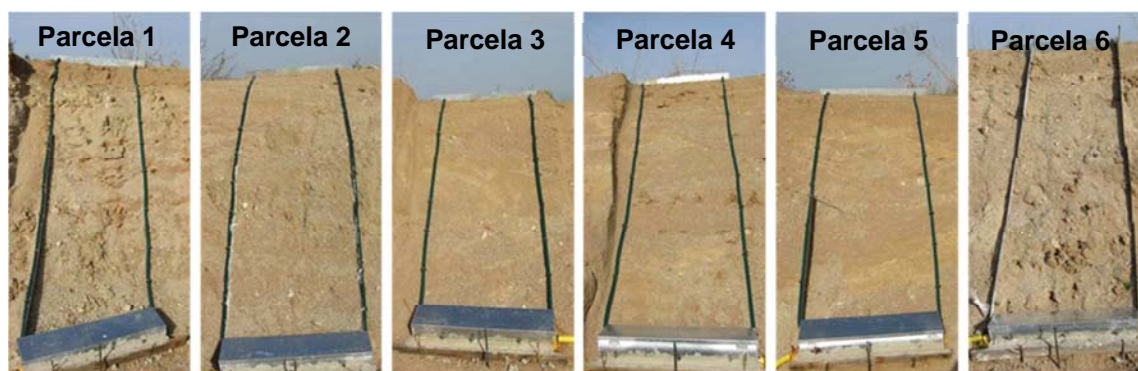


Figura 7.5. Fotografías de las parcelas para el control de las respuestas hidrológicas y erosivas bajo lluvia natural en el talud experimental La Higuera-I. Un resumen de las características morfológicas y tratamientos de las distintas parcelas se presenta en la tabla 7.1.

Las parcelas presentan superficies de entre 1.6 y 2.2 m² y una pendiente cercana a 30° (tabla 7.1). Están cerradas por un límite fijo, de chapa galvanizada clavada en el suelo hasta unos 3 cm de profundidad; o bien de manguera flexible, anclada al suelo con piquetas metálicas de 20 cm de longitud, dispuestas a distancias de entre 15 y 25 cm. En el límite inferior de la parcela se encuentra un colector de escorrentía de 0.8 m de longitud que recoge y canaliza el agua de escorrentía hacia un tanque de 25 litros, donde queda retenida.

Tabla 7.1. Características morfológicas de las parcelas del talud La Higuera-I. * El tratamiento realizado con el apero resultó ser menos efectivo que en el resto de parcelas, provocando una menor modificación de la superficie del suelo.

Parcela	Tratamiento con apero	Superficie (m ²)	Pendiente media (°)
1	SI	2.09	30.61
2	NO	1.82	29.63
3	NO	2.17	28.52
4	SI (baja intensidad)*	2.09	30.29
5	NO	2.05	28.35
6	SI	1.62	29.92

7.5.3. MONITORIZACIÓN

La instalación de las parcelas se realizó durante la primera quincena del mes de octubre de 2009. El seguimiento de las mismas se mantuvo durante un año hidrológico completo, hasta el 31 de octubre de 2010. Para cada episodio de lluvia se cuantificaron los siguientes parámetros:

- a) Precipitación total, intensidades y energía de la lluvia y erosividad del episodio, usando los datos procedentes de una estación meteorológica situada en un campo experimental colindante al talud.
- b) Producción de escorrentía – Tasa de infiltración. Mediante la cuantificación del volumen acumulado de escorrentía acumulada tras la lluvia en el tanque colector.
- c) Producción de sedimentos – Tasa de erosión. A partir de la determinación de la concentración de sedimentos en muestras de escorrentía tomadas en los tanques. Una vez obtenidas las muestras se llevaron al laboratorio, donde se procedieron a su secado y posterior pesado.

Por otro lado, el suelo del desmonte se caracterizaba por presentar un perfil edáfico formado por 3 horizontes: Hsup, H2 y H3, que fueron diferenciados en función del cambio de textura o de coloración que se observa en el perfil abierto. Además, aparecen niveles con carbonatos, distribuidos de manera heterogénea a lo largo del perfil longitudinal de todas las parcelas. Los análisis de suelo se realizaron a partir de las muestras obtenidas en el perfil 3 del talud experimental La Higuera II (tablas IV.1-2, anexo IV), debido a que presenta características similares al suelo de estas parcelas.

El análisis de los datos se realizó con el *software* STATISTICA 8.0. Para conocer en qué grado afectaron cada uno de los distintos factores en la respuesta erosiva e hidrológica de las microparcels se ha utilizado un análisis de la Varianza tipo ANOVA.

7.5.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.5.4.1 ANÁLISIS DE SUELOS

Los datos obtenidos en los análisis de suelo referentes a textura, pH, conductividad eléctrica y presencia o no de carbonatos se presentan a continuación (tabla 7.2):

Tabla 7.2. Propiedades del suelo de los horizontes observados en las parcelas estudiadas.

Horizonte	Textura	pH	C. eléctrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Carbonatos
Hsup	Franco-arenosa	8.8	161.5	Sí
H2	Franco-arenosa	9.0	137.2	Sí
H3	Franco-arenosa	8.7	164.6	Sí

Todos los horizontes presentan carbonatos y una textura franco-arenosa (tabla 7.2). Además, el pH y la conductividad eléctrica apenas varían, teniendo un pH medio de 8.8, y una conductividad eléctrica media de $154.4 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (tabla 7.2).

7.5.4.2. ANÁLISIS DE LOS DATOS DE LLUVIA

En el periodo de seguimiento se registró una precipitación total de 574 mm. Se registraron 76 episodios de lluvia, separados entre sí un mínimo de seis horas sin precipitación (tabla IV.4, anexo IV). En general se trataron de episodios de baja a moderada intensidad de lluvia (figura 7.6). Tan sólo en un caso la intensidad máxima de lluvia en 30 minutos I30 fue superior a $30 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$. Este episodio corresponde con la última recogida de datos, que tuvo lugar en octubre de 2010, causando el 47.5% de la pérdida de suelo ocurrida en todo el periodo experimental.

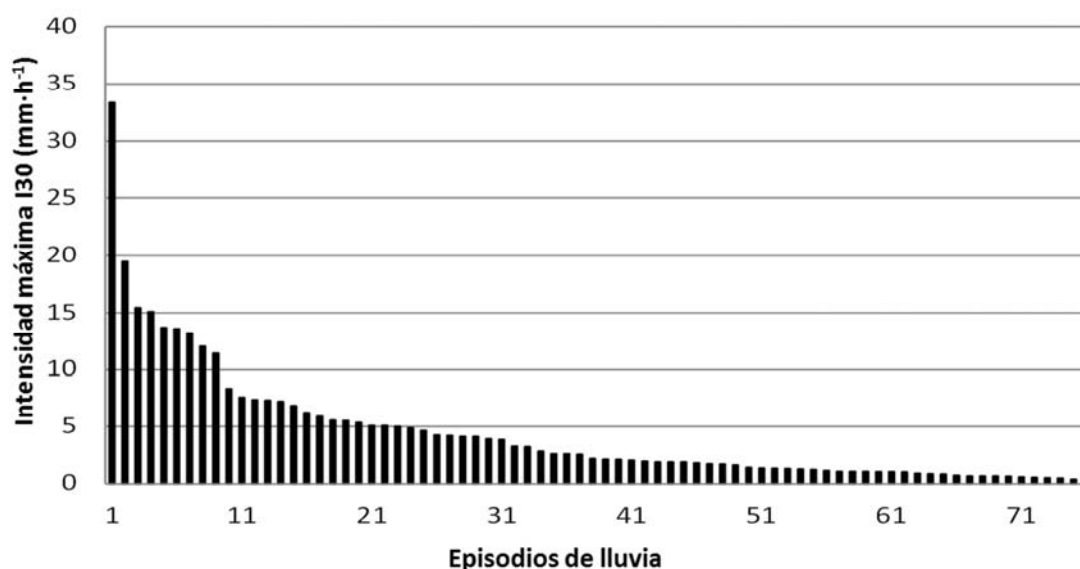


Figura 7.6. Intensidades máximas en 30 min I30 ($\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$) para los episodios de lluvia registrados durante el periodo experimental. En la figura los episodios corresponden a periodos de lluvia separados por más 6 horas sin precipitación y aparecen ordenados de mayor a menor valor de I30.

7.5.4.3. ANÁLISIS DE LA PRODUCCIÓN DE SEDIMENTOS Y DE ESCORRENTÍA POR PROCESOS DE EROSIÓN HÍDRICA

Se realizaron un total de 12 muestreos de escorrentía y sedimentos (figura 7.7, tabla 7.3 y tabla IV.3, anexo IV). De la tabla 7.3 y la figura 7.7 se deduce que no existe relación entre la cantidad de sedimentos y la producción de escorrentía de cada recogida. Como ejemplo, en la tercera recogida de muestras se obtuvo la segunda mayor producción de escorrentía y la segunda menor producción de sedimentos. Esto se debe a que la producción de sedimentos está más relacionada con la intensidad de las precipitaciones que con la pluviosidad total recogida (ver apartados 6.5.2 y 7.5.4.2).

Tabla 7.3. Datos de los sedimentos y de la escorrentía total recogidos en cada muestreo realizado durante el diseño experimental.

	Muestreos de sedimentos y escorrentía											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Sed. (g)	872.6	341.9	639.7	805.5	2858.7	908.9	13519.1	1345.3	1017.3	2359.6	2070.9	24199.0
Sed. (%)	1.7	0.7	1.3	1.6	5.6	1.8	26.5	2.6	2.0	4.6	4.1	47.5
Esc. (l)	21.2	2.11	51.89	1.1	4.54	4.43	62.62	1.61	1.215	23.71	1.97	44.97
Esc. (%)	9.6	1.0	23.4	0.5	2.1	2.0	28.3	0.7	0.5	10.7	0.9	20.3

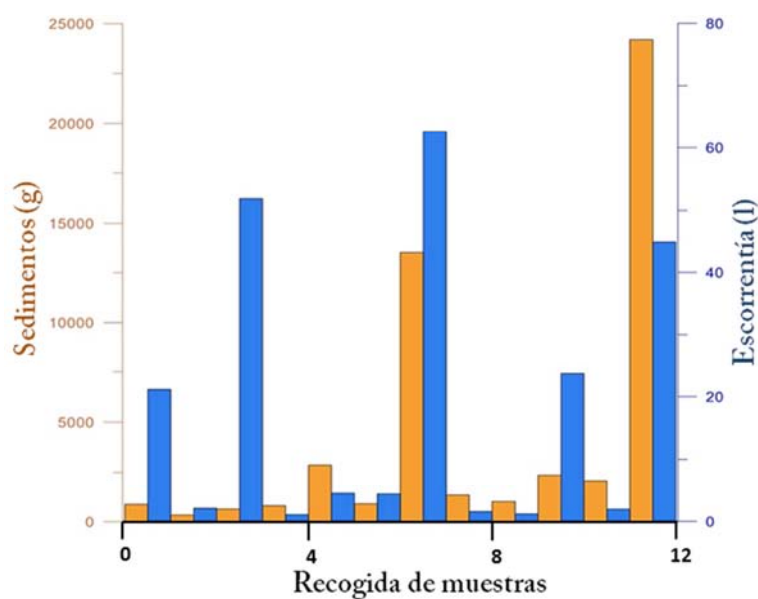


Figura 7.7. Representación de las producciones de sedimentos (en naranja) y de escurrentía (en azul) de las doce recogidas de muestras realizadas

A continuación se presentan los resultados parciales más representativos, obtenidos en cuanto a las tasas de producción de escurrentía y de sedimentos.

1. Análisis de la producción de escurrentía

En la figura 7.8 se presentan las producciones totales de escurrentía ($\text{l}\cdot\text{m}^{-2}$) registradas en las seis parcelas experimentales. Los resultados obtenidos muestran que el acabado con el apero reduce la escurrentía e incrementa la infiltración en el talud.

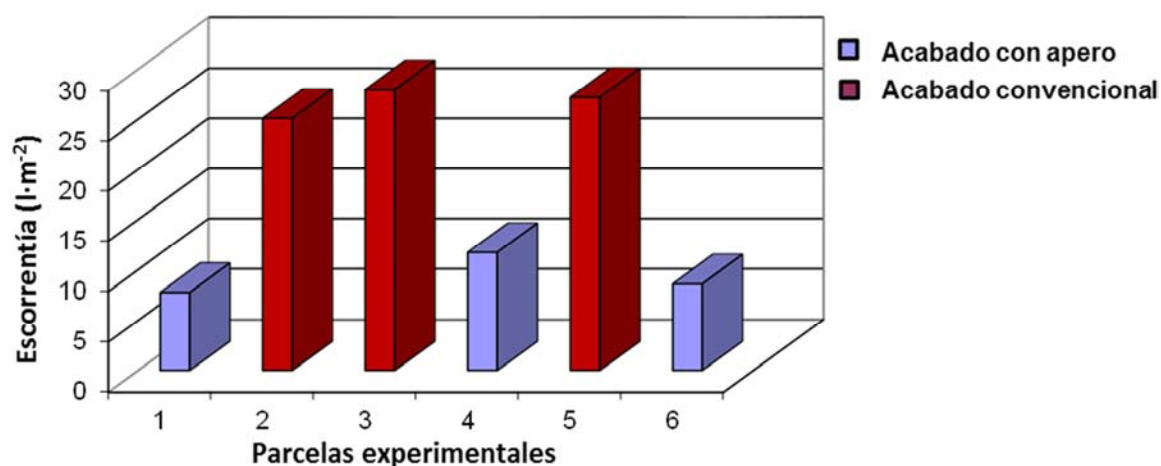


Figura 7.8. Producciones totales de escurrentía ($\text{l}\cdot\text{m}^{-2}$) en las seis parcelas experimentales del Talud La Higuera-I.

Las tres microparcelas con acabado convencional registraron volúmenes de escorrentía muy similares, que apenas variaron entre 25 y 28 l·m⁻², dando lugar a un volumen total medio de 26.7 l·m⁻². Mientras que en el caso de las microparcelas con acabado con apero, los volúmenes de escorrentía variaron entre 7.7 y 11.7 l·m⁻², dando un volumen total medio de 9.3 l·m⁻², que apenas equivale a la tercera parte de la escorrentía recogida en las microparcelas con acabado convencional (tabla 7.4). El análisis estadístico del tipo ANOVA revela que se trata de una diferencia estadísticamente significativa para un $p < 0.01$.

Tabla 7.4. Producciones de escorrentía en las parcelas experimentales y valores medios según el tipo de acabado.

Acabado	Parcela	Escorrentía (l·m ⁻²)	Escorrentía media (l·m ⁻²)
Apero	1	7.74	9.3
	4	11.7	
	6	8.59	
Convencional	2	25.09	26.7
	3	27.95	
	5	27.19	

2. Análisis de la producción de sedimentos

En la figuras 7.9 y 7.10 se presentan las producciones totales de sedimentos (g·m⁻²) registradas en las seis parcelas experimentales. De forma paralela a lo descrito anteriormente para la escorrentía, las tasas de producción de sedimentos son significativamente ($p < 0.01$) mayores en las parcelas de acabado convencional que con el acabado con apero (figuras 7.9 y 7.10).

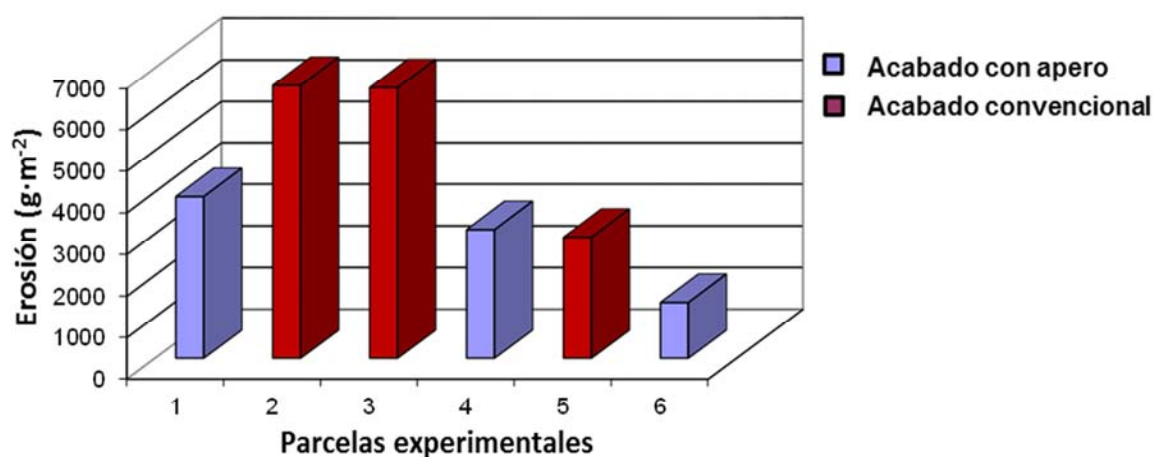


Figura 7.9. Producción total de sedimentos (g·m⁻²) bajo lluvia natural en las parcelas experimentales del Talud La Higuieruela-I.

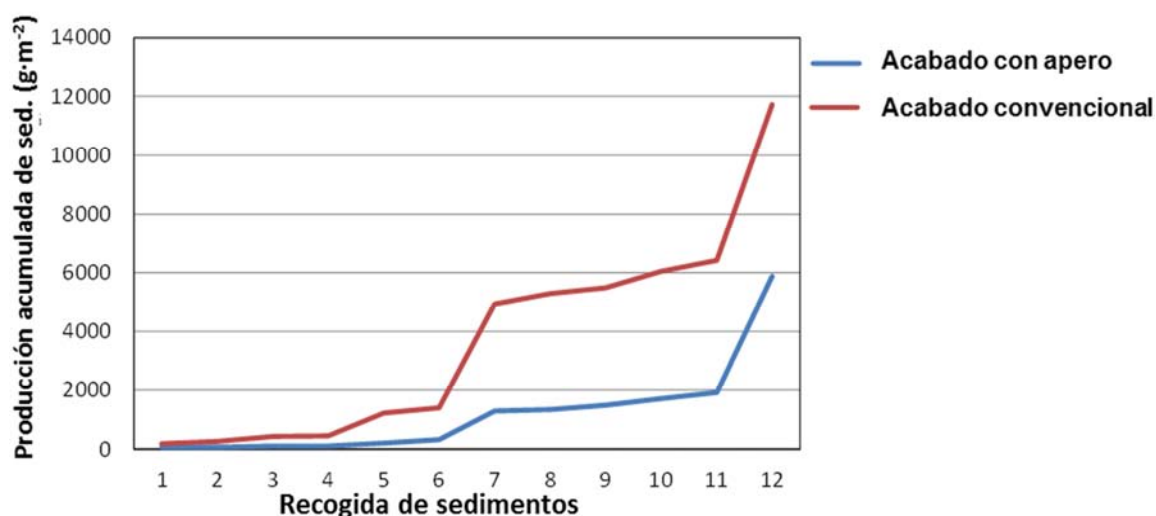


Figura 7.10. Producción acumulada de sedimentos ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) de todas las recogidas de sedimentos realizadas en el Talud La Higuera-I.

Las parcelas con acabado convencional dieron lugar a una tasa de erosión media de $5333 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ($53.33 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$), mientras que el acabado con apero redujo la tasa media a $2774 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ($27.74 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$). Es decir con el acabado con apero se redujo la tasa de emisión de sedimentos a cerca de la mitad respecto al acabado convencional (tabla 7.5).

Tabla 7.5. Tasas de erosión medidas en las parcelas según el tipo de acabado.

Acabado	Parcela	Erosión ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)	Erosión media ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)
Apero	1	3.884.1	2774.0
	4	3093.0	
	6	1345.0	
Convencional	2	6572.8	5333.5
	3	6518.5	
	5	2909.3	

7.5.4.4. ANÁLISIS DE LA PRODUCCIÓN DE SEDIMENTOS POR TRANSPORTE EN SECO

Además del transporte de sedimentos por erosión hídrica también se monitorizó un volumen no despreciable de emisión de sedimentos desde el talud por otros mecanismos de transporte seco. Se recogieron 1374 gramos, el 3% del sedimento total acumulado en todas las parcelas durante todo el periodo de seguimiento. Se observó que la movilización de material podría

estar relacionada con la acción de uno o varios factores diferentes, entre lo que se pudo identificar: la acción del viento, los procesos de humectación-dsecación asociados a la formación y posterior desprendimiento de costras superficiales, los microdeslizamientos y la acción de la microfauna como es el caso de las hormigas (figura 7.11). En el caso de la acción del viento, ha sido interesante constatar cómo algunos trabajos (Godfrey, 1997) ya recogen que este agente geomorfológico tiene un papel no despreciable en la movilización de sedimentos en seco en desmontes de infraestructuras lineales.

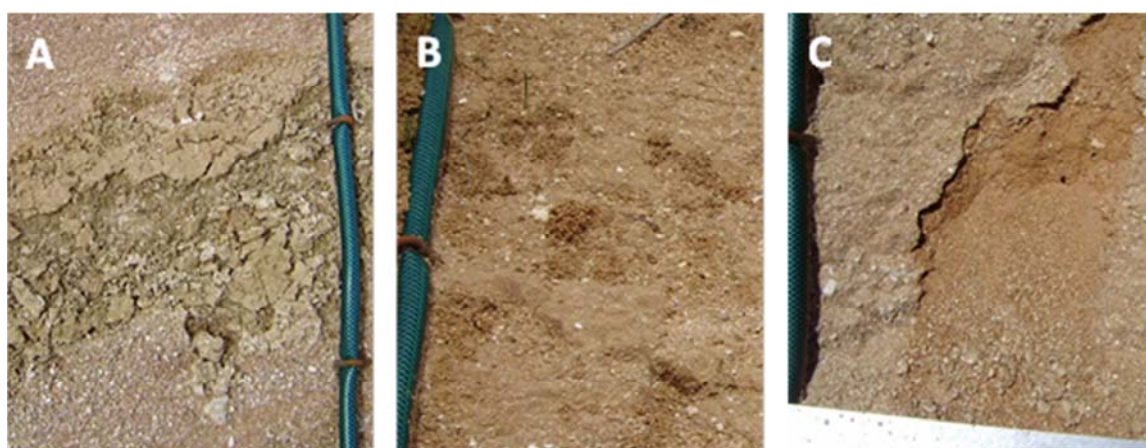


Figura 7.11. Fotografías en detalle de los procesos de transporte de sedimentos en seco detectados. En "A" se desarrolla un proceso de humectación-dsecación asociado a la formación y posterior desprendimiento de costras superficiales. En "B" se observa los efectos que producen las hormigas en la superficie del talud. En "C" se observa un microdeslizamiento ya desarrollado en el talud.

Con el objeto de cuantificar esas tasas de emisión secundaria de sedimentos se realizaron hasta cuatro controles de campo, después de otros tantos periodos sin lluvia de entre 10 y 45 días de duración.

Una vez más, los resultados (figura 7.12 y tabla 7.6) muestran que las tasas de emisión de sedimentos fueron significativamente inferiores en las microparcels que presentaban la superficie trabajada con el apero ($p < 0.01$). La tasa media de emisión alcanzó los $99 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ para las parcelas con acabado con apero, frente a $133 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ de la tasa media de emisión en las parcelas con acabado convencional.

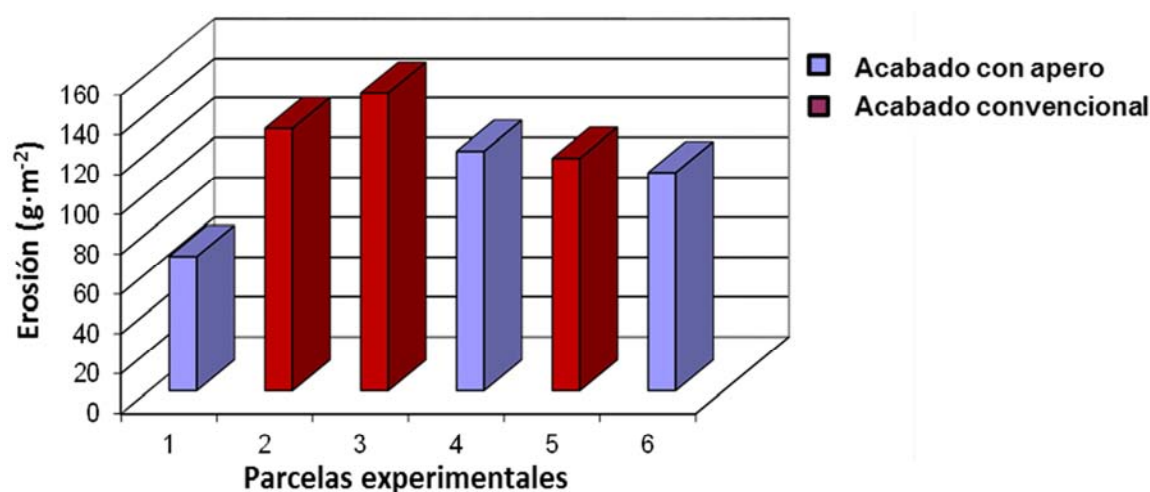


Figura 7.12. Tasas de emisión de sedimentos por transporte seco durante los periodos sin precipitaciones.

Tabla 7.6. Tasas de emisión de sedimentos por transporte seco, durante los periodos sin precipitaciones.

Acabado	Parcela	Erosión (g·m ⁻²)	Erosión media (g·m ⁻²)
Apero	1	67.3	99.0
	4	120.2	
	6	109.5	
Convencional	2	131.6	133.1
	3	149.6	
	5	116.6	

7.5.4.5. DURABILIDAD DE LOS EFECTOS DEL APERO

Una vez que se ha constatado el efecto positivo del acabado con el apero sobre el incremento de la tasa de infiltración del agua de precipitación y sobre la reducción de las tasas de erosión y emisión de sedimentos, cabe preguntarse sobre la durabilidad de dichos efectos. Es decir, durante cuánto tiempo van a ser efectivos desde la aplicación del acabado.

En la tabla 7.7 y en la figura 7.13 se muestra la evolución de las diferencias en producción de sedimentos obtenidas a lo largo de los 12 muestreos realizados durante la fase experimental. Se observa que el *ratio* cantidad de sedimentos apero/convencional se mantiene siempre menor de 0.8, lo que significa que los efectos del apero aún eran efectivos al finalizar la fase experimental. No obstante, la curva de tendencia ($R^2=0.4673$) de la figura 7.13, pone de manifiesto un decaimiento progresivo de dichos efectos, aunque en ningún caso se haya alcanzado el $ratio=1$ que indicaría ausencia de diferencias entre ambos tipos de acabado. Más aún, las diferencias de producción de sedimentos presentaron siempre significación estadística

en los primeros 166 días e incluso en el muestreo realizado 287 días tras realizar los acabados (tabla 7.7 y figura 7.13).

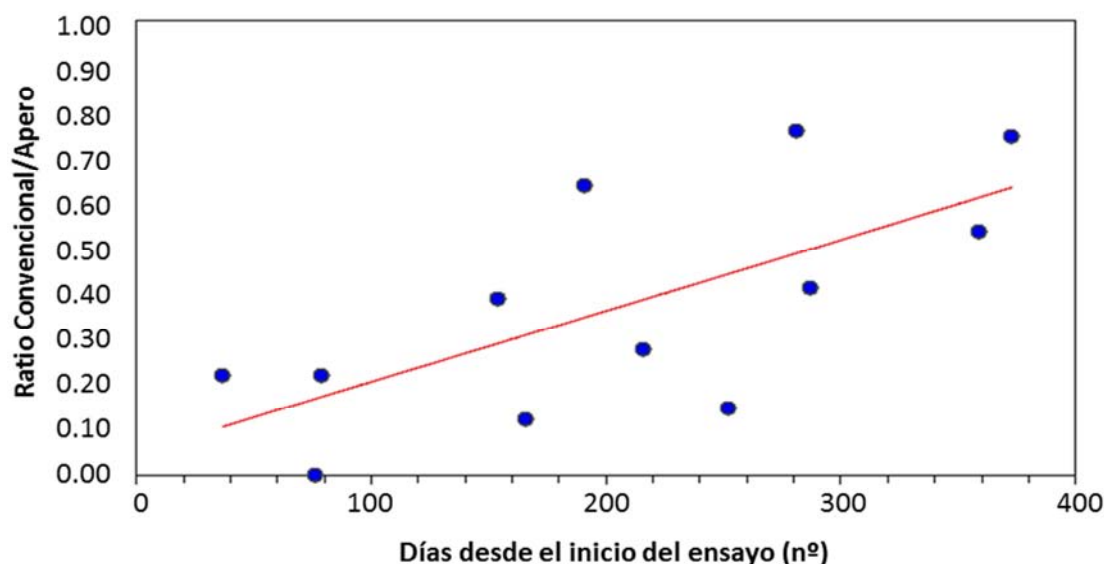


Figura 7.13. Evolución del ratio de producción de sedimentos en las parcelas con acabado convencional respecto a las parcelas con acabado con apero, en los días transcurridos desde el inicio del diseño experimental.

Tabla 7.7. Evolución del ratio producción de sedimentos de las parcelas con acabado de apero/producción de sedimentos en las parcelas con acabado convencional, respecto a los días pasados desde el inicio de la experimentación. En rojo se indican diferencias significativas a niveles de $p < 0.1$

Días desde inicio experimento	37	76	79	154	166	191	216	252	281	287	359	373
Acabado Apero ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)	52.2	0	36.3	6.1	92.8	118	969.7	50.7	146	229	203	3963
Acabado Convencional ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)	239	81.1	166	15.8	772	185	3537	353	193	557	379	5307
$p < 0.1$	0.084	0.043	0.065	0.059	0.018	0.183	0.183	0.298	0.576	0.040	0.273	0.640
Ratio Apero/Convencional	0.2	0	0.2	0.4	0.1	0.6	0.3	0.1	0.8	0.4	0.5	0.7

En la figura 7.14 se observa que se produce un decaimiento en los efectos superficiales del apero a lo largo del diseño experimental, pero que al finalizar el estudio aún quedaban rastros de dichos efectos. Estas observaciones coinciden con los datos obtenidos en la figura 7.13 y en la tabla 7.7.

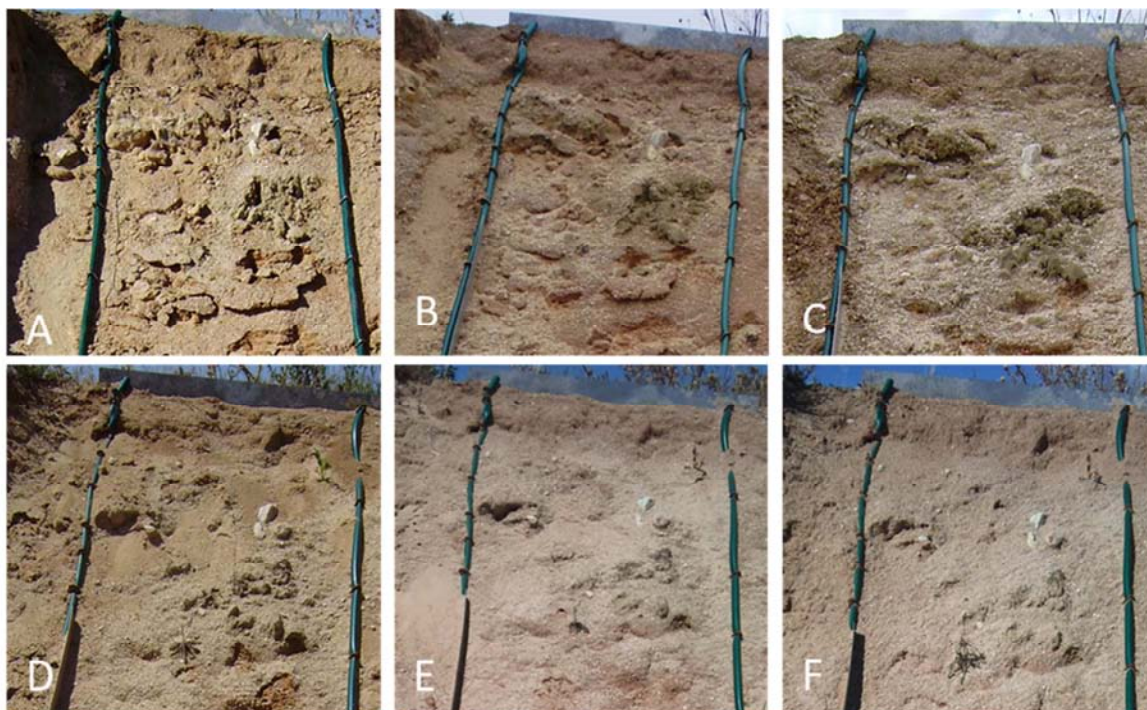


Figura 7.14. Fotografías en detalle de la parte superior de la Parcela 6, con acabado con apero, en las que se puede observar la evolución de la rugosidad superficial durante el diseño experimental. La fotografía A se realizó justo después de la aplicación del apero, el 05/06/2009. La fotografía B se realizó después de los dos primeros eventos de lluvia, con un precipitación total acumulada de 34.6 mm, el 01/12/2009. La fotografía C se realizó después de los primeros cuatro eventos de lluvia, con una precipitación total acumulada de 84.7 mm, el 17/02/2010. La fotografía D se realizó después de los primeros siete eventos de lluvia, con una precipitación total acumulada de 88.2 mm, el 20/04/2010. La fotografía E se realizó después de los diez primeros eventos de lluvia, con una precipitación total acumulada de 108.3 mm, el 26/06/2010. La fotografía F se realizó después de los doce eventos de lluvia registrados, con una precipitación total acumulada de 136.6 mm, el 25/09/2010.

7.5.5. CONCLUSIONES ESPECÍFICAS

1. Las microparcels de acabado con apero dieron lugar a coeficientes de escorrentía y producción de sedimentos significativamente más bajos que las de acabado convencional. El volumen de escorrentía medio fue de 26.7 litros y la tasa media de erosión fue de $5333 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ($53.3 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) para las parcelas con acabado convencional. En las parcelas con acabado de apero, el volumen de escorrentía media se redujo en dos tercios, a $9.3 \text{ l}\cdot\text{m}^{-2}$, y la tasa media de erosión se redujo a cerca de la mitad, hasta $2774 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ($27.74 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$).
2. Se detectó la exportación de sedimentos desde el talud por mecanismos de transporte seco. La movilización de material se ha relacionado con la acción de los siguientes factores: el viento, el desprendimiento de costras superficiales por procesos de humectación-dsecación, la acción de las hormigas y los microdeslizamientos. La producción de sedimentos de los movimientos en seco fue un 3% del total. Al igual que con la erosión hídrica, las tasas medias de emisión de sedimentos fueron inferiores en las microparcels con acabado de apero ($99 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$) frente a las de acabado convencional ($133 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$).
3. Los efectos positivos del apero en la reducción de escorrentía y sedimentos se mantuvieron durante todo el periodo experimental, aunque se observó un decaimiento progresivo de dichos efectos.

7.6. TALUD EXPERIMENTAL LA HIGUERUELA-II. EXPERIMENTACIÓN CON SIMULACIÓN DE LLUVIA

7.6.1. OBJETIVOS DE LA EXPERIMENTACIÓN CON SIMULACIÓN DE LLUVIA

El diseño experimental incluyó una secuencia de lluvias simuladas de intensidad variable cuyo principal objetivo era evaluar la erosionabilidad del suelo en función de los distintos tratamientos aplicados.

Los objetivos específicos de este diseño experimental fueron:

1. Estudiar con detalle los mecanismos y aspectos básicos de los procesos de erosión y de la generación de escorrentía producidos por las simulaciones de lluvia.
2. Identificar umbrales en el volumen e intensidades de precipitación necesarios para la generación de escorrentía y sedimentos.
3. Analizar la influencia de las propiedades del suelo en los procesos de infiltración y en la generación de escorrentía.
4. Comparar la respuesta hidrológica y la producción de sedimentos de suelos sometidos a distintos acabados superficiales.

7.6.2. CONSTRUCCIÓN DE LAS MICROPARCELAS

En este tramo del talud experimental, La Higuera II, se instalaron y monitorización microparcels de erosión bajo lluvia simulada. El talud se dividió en seis zonas; en tres de ellas se realizó un acabado de tipo convencional, con una superficie del talud lo más lisa posible, y en las tres restantes se realizó una labor adicional de acabado con el apero. En el talud se instalaron un total de seis parcelas experimentales, a modo de tres replicas para cada caso, acabado convencional y con apero. El acabado con apero se aplicó en las parcelas 2, 4 y 5; el acabado convencional se aplicó en las parcelas 1, 3 y 6 (figuras 7.15 y 7.16).

Las parcelas tienen una superficie de 0.30 m^2 ($0.55 \times 0.55 \text{ m}$) y están cerradas por un límite de chapa galvanizada de ocho centímetros de altura. Clavadas en el suelo hasta cuatro centímetros de profundidad, están conectadas a un colector situado en la parte inferior, que recoge y canaliza el agua de escorrentía durante las simulaciones (figura 7.16).

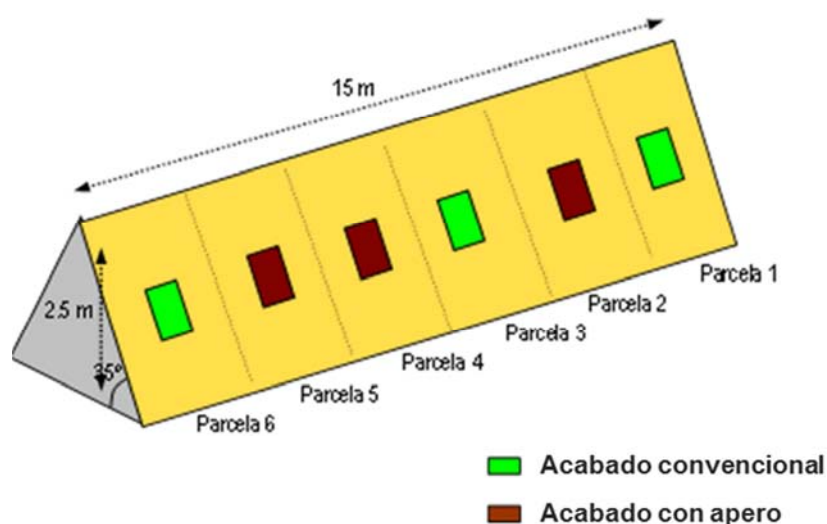


Figura 7.15. Representación del talud La Higuera-II en la que se muestra la distribución de las parcelas experimentales.

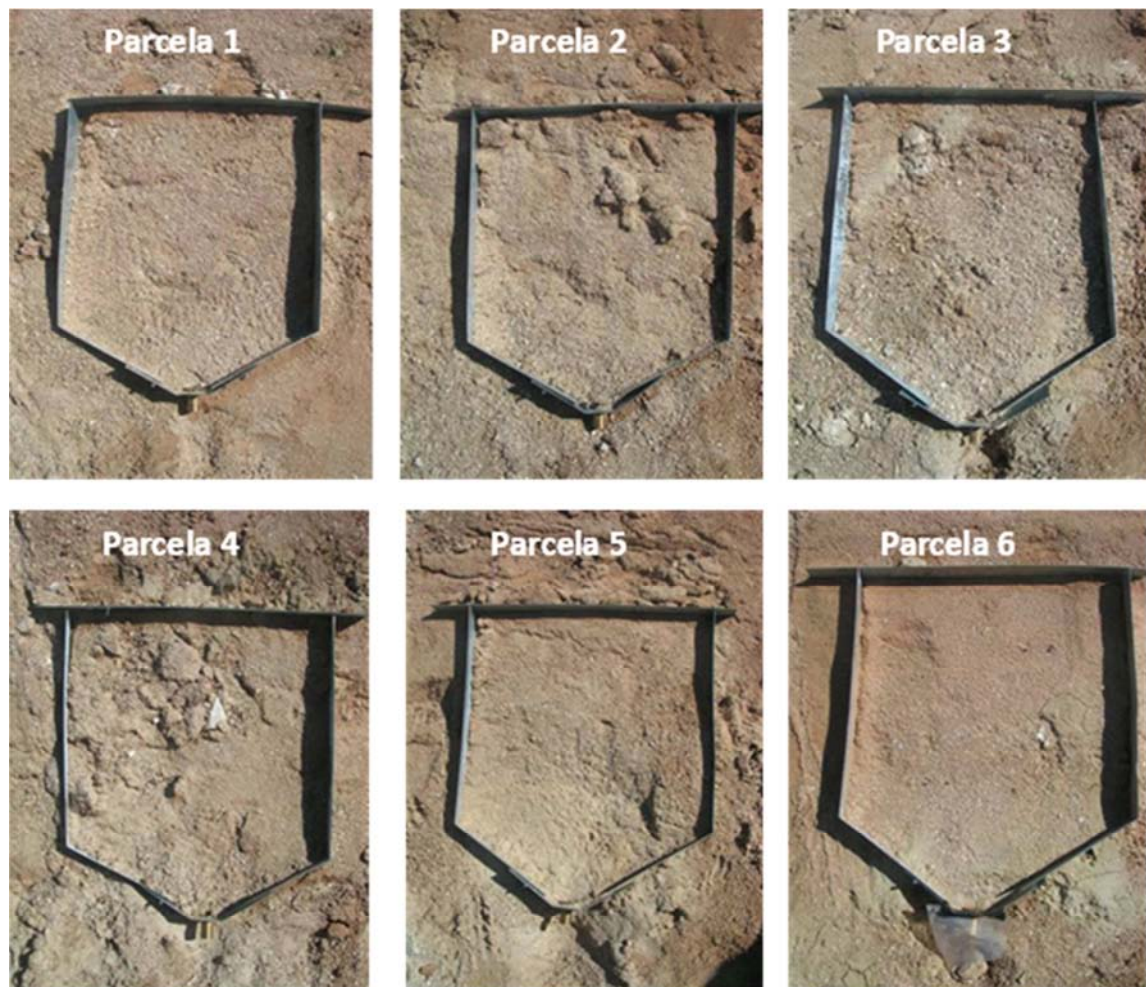


Figura 7.16. Parcelas para el control de las respuestas hidrológicas y erosivas con lluvia simulada en el talud experimental La Higuera-II. Las parcelas 1, 3 y 4 tienen un acabado convencional, y las parcelas 2, 5 y 6 tienen un acabado con apero.

7.6.3. INSTRUMENTACIÓN UTILIZADA EN LAS SIMULACIONES DE LLUVIA

Los simuladores de lluvia son instrumentos de investigación diseñados para aplicar agua de la forma más similar posible a los episodios de lluvias naturales. La lluvia simulada permite conocer y ajustar con precisión las características de la lluvia, así como las condiciones iniciales del suelo antes del experimento. Son útiles para obtener datos de erosión, infiltración, escorrentía superficial y transporte de sedimentos.

Para la ejecución de este diseño experimental se ha construido un simulador de lluvia portátil (ver figura 7.17), basado en el modelo de Borselli *et al.* 2001. Tiene una planta de 1.05 x 1.05 m, y una altura de 4.5 m. En la parte central superior se sitúa una boquilla difusora de agua, que desarrolla precipitaciones de intensidades entre 18 y 180 mm·h⁻¹, según el modelo de boquilla instalado. La estructura del simulador está constituida por varios tubos de aluminio y ésta recubierta con una cubierta plástica, formando un tubo de simulación.

Llevar a cabo simulaciones de lluvia sobre un talud con una pendiente media de 35° supuso un reto logístico. Por ello, fue necesario colocar y sujetar el simulador sobre un elevador porta-palets acoplado a un tractor agrícola (figura 7.17).

El equipo de bombeo utilizado durante las simulaciones en campo consta de dos depósitos de 1000 litros de capacidad cada uno, una bomba, un filtro, varias mangueras y un caudalímetro (figura 7.17).

Se utilizaron dos boquillas pulverizadoras de cono lleno de la marca Lechler. La referencia de cada una de ellas es la siguiente:

- Boquilla 460.788 de moderada intensidad: 20 mm·h⁻¹.
- Boquilla 460.848 de alta intensidad: 62 mm·h⁻¹.

Ambas boquillas poseen una distribución líquida uniforme y un ángulo de aspersión de 120°.

El agua de lluvia utilizada en las simulaciones de campo procede de agua de pozo de la finca experimental La Higuera, la cual es destilada con un equipo de ósmosis inversa.



Figura 7.17. Izquierda. Simulador de lluvia durante su instalación. Derecha. Conjunto del equipo de bombeo durante una simulación de lluvia.

7.6.4. MONITORIZACIÓN

En todas las parcelas se ha realizado una serie de tres simulaciones con dos intensidades de lluvia: 20 y 62 mm·h⁻¹, siguiendo la siguiente secuencia:

1º - Lluvia de moderada intensidad: 20 mm·h⁻¹.

2º - Lluvia de alta intensidad: 62 mm·h⁻¹.

3º - Lluvia de moderada intensidad: 20 mm·h⁻¹.

En total, se realizaron 18 simulaciones de 40 minutos de duración, tres series de simulaciones sobre un total de seis parcelas, tres repeticiones en el talud con acabado con apero y tres con acabado convencional. Para considerar la variabilidad física en el talud en cuanto a estratificación, texturas, etc., las parcelas fueron distribuidas aleatoriamente a lo largo del talud según los tratamientos.

Para cada simulación se realizó un registro continuo de los distintos parámetros hidrológicos: tasa de escorrentía e infiltración, producción de sedimentos, características químicas del agua de escorrentía y humedad del suelo (figura 7.18).



Figura 7.18. Izquierda. Desarrollo de simulaciones de lluvia sobre el talud experimental La Higuera II. Derecha. Detalles de una de las microparcels de erosión antes (arriba) y durante (abajo) el ensayo de simulación de lluvia.

Con las muestras obtenidas de escorrentía y sedimentos en las simulaciones de lluvia se realizaron los siguientes análisis de laboratorio: se procedió al secado y pesado de las muestras de sedimentos, y a la medida del volumen de las muestras de agua (tabla IV.5, anexo IV).

Además de las tasas de escorrentía e infiltración y de erosión, antes y después de cada simulación se midió la humedad de la capa superficial del suelo con el TDR (*Time Domain Reflectometry*) (tabla IV.6, anexo IV), y se escaneó la superficie de la parcela mediante el Láser Escáner Terrestre (TLS) (figura 7.19).



Figura 7.19. Izquierda. Medición de humedad con TDR (*Time Domain Reflectometry*). Derecha. Levantamiento topográfico mediante el Láser Escáner Terrestre (TLS) de las parcelas de erosión construidas para simulación de lluvia, antes de realizar las simulaciones.

Para caracterizar los efectos de la aplicación del apero sobre las propiedades físicas de la capa superficial del suelo, se ha utilizado como indicador la evolución de la rugosidad superficial. Para ello, mediante el TLS se realizaron modelos digitales de elevación (MDE) de alta resolución de la superficie de las parcelas experimentales, antes y después de cada simulación.

La expresión del coeficiente de rugosidad adimensional estimado es la siguiente:

$$\text{Coeficiente de Rugosidad} = L_{\text{real}} / \text{Distancia}$$

L_{real}= longitud real tridimensional entre dos puntos del modelo.
Distancia= longitud de la recta entre dos puntos del modelo.

La medición de las distintas longitudes se realizó mediante la utilización de una malla de perfiles en cada una de las microparcels (figura 7.20). La malla tiene unas dimensiones

aproximadas de 45 x 40 cm. Se compone de un total de 10 perfiles, de los cuales 7 son transversales y 3 longitudinales. Así pues, la rugosidad de cada MDE creado se estableció mediante la media aritmética de estas 10 medidas (tabla IV.7, anexo IV).

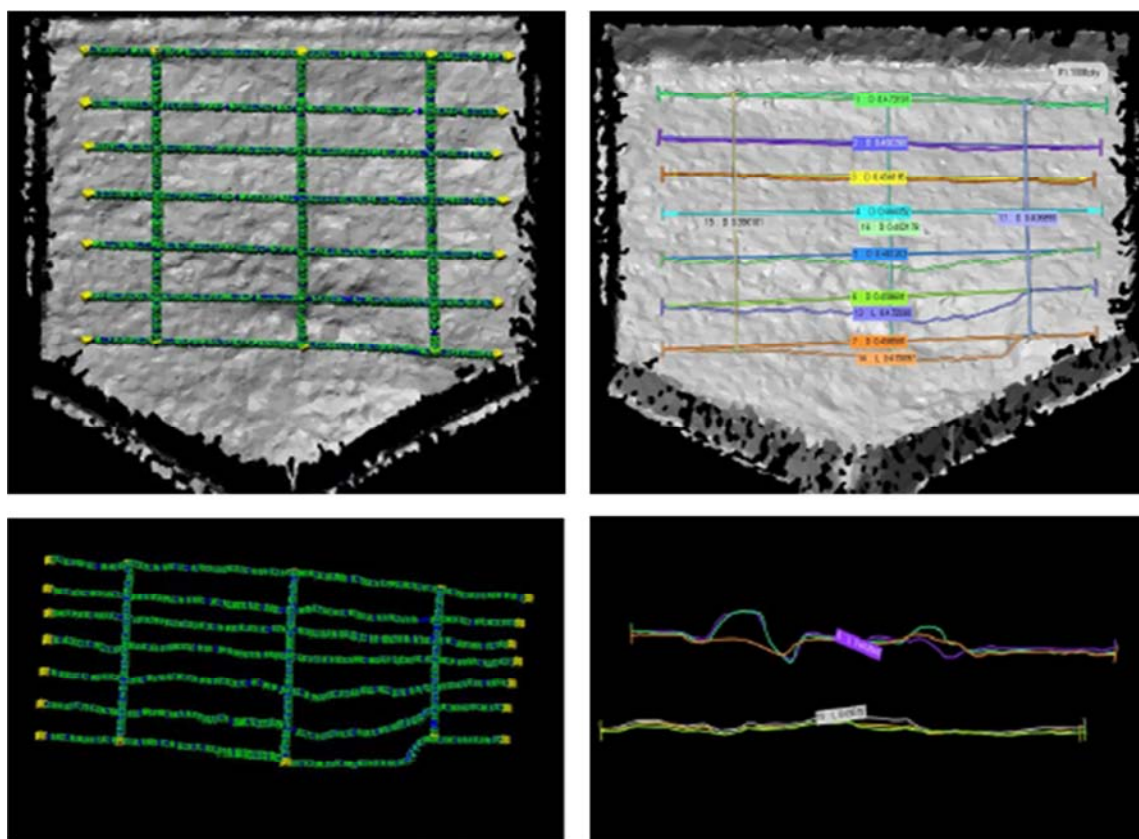


Figura 7.20. Izquierda. Imágenes de una de las mallas creadas para estimar el coeficiente de rugosidad. Derecha. Ejemplo de las mediciones realizadas en una parcela para obtener las longitudes que permiten estimar la rugosidad.

Se recogieron muestras de suelo al finalizar las simulaciones de lluvia para tratar de determinar las propiedades de la capa superficial del suelo en las microparcels. Las muestras de suelo se recogieron en función del cambio de textura o de coloración que se observa en el perfil abierto (figura 7.21), identificando el horizonte al que pertenecen, como Hsup, H2 y H3. Se identificaron tres perfiles diferentes de suelo. El perfil 1 corresponde con las microparcels 1 y 2, el perfil 2 con las microparcels 3 y 4 y el perfil 3 con las microparcels 5 y 6.

El conjunto de las muestras fueron sometidas a una serie de análisis para determinar su textura, pH, conductividad eléctrica y la presencia o no de carbonatos (tablas IV.1-2, anexo IV). La textura de la capa superficial del suelo en las microparcels se determinó mediante el método de la pipeta de Robinson (Day, 1965). El pH se determinó mediante la utilización de un pH-

metro CRISON microph 2000. La conductividad eléctrica se determinó con un conductímetro con corrección de temperatura a 25°C. La presencia cualitativa de carbonatos se realizó evaluando su reacción con ácido clorhídrico.

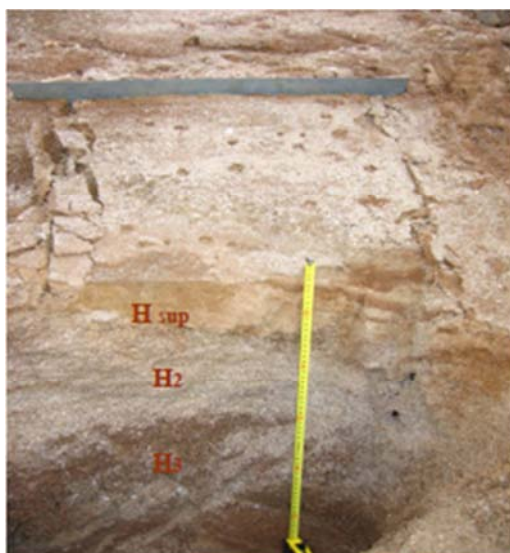


Figura 7.21. Una de las catas para la recogida de muestras de los distintos horizontes de suelo en las microparcels.

El análisis de los datos se realizó con el *software* STATISTICA 8.0. Para conocer en qué grado afectan cada uno de los distintos factores a la respuesta erosiva e hidrológica de las microparcels se realizó un análisis de la Varianza ANOVA.

7.6.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.6.5.1. ANÁLISIS DE SUELOS

Los datos obtenidos en los análisis de suelo referentes a textura, pH, conductividad eléctrica y presencia o no de carbonatos se presentan a continuación (tabla 7.8):

Tabla 7.8. Datos de los análisis de las muestras del suelo.

Microparcels	Horizonte	Textura	pH	C. eléctrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Carbonatos
1 y 2	Hsup	Franco-arenosa	7.1	43.7	No
	H2	Arenosa	6.1	18.6	
	H3	Franco-arenosa	7.0	24.7	
3 y 4	Hsup	Franco-arenosa	7.2	58.9	No
	H2	Franco-arcillosa-arenosa	6.7	72.5	
	H3*	-	-	-	
5 y 6	Hsup	Franco-arenosa	8.8	161.5	Sí
	H2	Franco-arenosa	9.0	137.2	
	H3	Franco-arenosa	8.7	164.6	

*Los datos de H3 de las parcelas 3 y 4 no están disponibles.

Todos los horizontes Hsup y H3 en los que se han podido realizar análisis de suelo presentan una textura franco-arenosa. El horizonte H2 es el único que presenta texturas diferentes entre las diferentes microparcels, presentando en las microparcels 1 y 2 textura arenosa, en las microparcels 3 y 4 textura franco-arcillosa-arenosa y en las microparcels 5 y 6 textura franco-arenosa (tabla 7.8).

Los datos de pH y de conductividad eléctrica son significativamente más altos en las microparcels 5 y 6 que en el resto (tabla 7.8). Esto es debido a que sólo en estas dos microparcels hay presencia de carbonatos (tabla 7.8).

Así pues, se pueden definir dos clases de microparcels en función de la presencia de carbonatos. La clase 1, compuesta por las primeras cuatro microparcels sin presencia de carbonatos, y la clase 2, constituida por las dos últimas microparcels con presencia de los mismos.

7.6.5.2 ANÁLISIS DE LOS DATOS DE LAS SIMULACIONES DE LLUVIA

Para cada simulación de lluvia realizada, a partir de los datos de producción de sedimentos y escorrentía, se elaboraron hidrogramas, sedimentogramas y curvas acumuladas de producción de sedimentos. Como ejemplo, en la figura 7.22 se muestran las gráficas de los datos obtenidos para una simulación de $60 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$ de intensidad realizada en la parcela 5 tratada con apero.

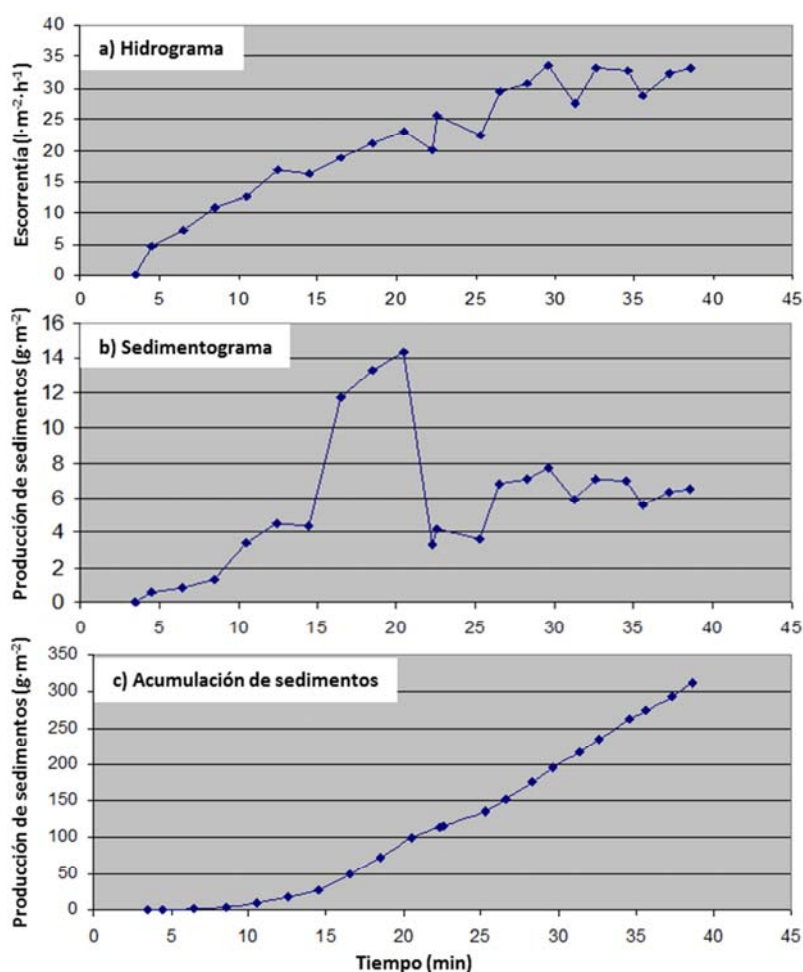


Figura 7.22. Ejemplo de los datos registrados durante la realización de una de las simulaciones de lluvia. Estas figuras corresponden con: a) hidrograma; b) sedimentograma; c) curva acumulada de sedimentos. En estas figuras se muestran los datos obtenidos en el ensayo realizado en la parcela 5 (con acabado de apero) con una intensidad de lluvia de $60 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$.

En la tabla 7.9 se presenta las producciones de escorrentía (%) y de sedimentos ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) totales de las 18 simulaciones realizadas. La tabla también indica el tratamiento aplicado en cada una de las parcelas, así como la presencia (Clase 2) o no (Clase 1) de carbonatos en el suelo

La interpretación de los datos de escorrentía y producción de sedimentos se realiza en función de los distintos factores monitorizados. Estos factores son: la intensidad de lluvia simulada, el tipo de suelo y el tipo de acabado superficial.

Tabla 7.9. Resumen del tipo de acabado superficial, del tipo de suelo y de las producciones de escorrentía y sedimentos totales obtenidas en las simulaciones de lluvia.

Parcela	Acabado	Suelo	Intensidad (mm·h ⁻¹)	Escorrentía (%)	Sedimentos (g·m ⁻²)
1	Convencional	Clase 1	20	0	0
2	Apero	Clase 1	20	0	0
3	Convencional	Clase 1	20	0	0
4	Apero	Clase 1	20	0	0
5	Apero	Clase 2	20	3.9	2.1
6	Convencional	Clase 2	20	2.9	4.5
Media	-	-	20	0.8	1.1
1	Convencional	Clase 1	62	21.9	293.2
2	Apero	Clase 1	62	8	73
3	Convencional	Clase 1	62	23.9	450.7
4	Apero	Clase 1	62	4.2	8.5
5	Apero	Clase 2	62	29.7	468
6	Convencional	Clase 2	62	51.3	4609.4
Media	-	-	62	23.2	983.8
1	Convencional	Clase 1	20	0	0
2	Apero	Clase 1	20	0	0
3	Convencional	Clase 1	20	0	0
4	Apero	Clase 1	20	0	0
5	Apero	Clase 2	20	0	0
6	Convencional	Clase 2	20	0	0
Media	-	-	20	0	0

1. Intensidad de precipitación

Los datos de escorrentía revelan que en la práctica totalidad de los casos, la infiltración del agua fue total durante las simulaciones con intensidades de lluvia de 20 mm·h⁻¹ (tabla 7.9). Con esta intensidad, tan sólo en la primera simulación, en las microparcels 5 y 6 con carbonatos, se registró algo de escorrentía. En estos dos casos, el coeficiente de escorrentía máximo no alcanzó el 4%, mientras que la media de todas las microparcels apenas alcanzó el 1%. En cambio, con la intensidad de 62 mm·h⁻¹ todas las microparcels produjeron escorrentía, con un valor medio en torno al 23%, y un valor máximo del 51% en la microparcels 6 (tabla 7.9 y figura 7.23). Así pues, la escorrentía producida por la intensidad de 62 mm/h fue un orden de magnitud superior que la producida por la intensidad de 20 mm·h⁻¹. A pesar de ello, el conjunto de los datos de escorrentía indica que el suelo del talud presenta una elevada capacidad de infiltración, lo que se corresponde con la textura predominante, que es del tipo franco-arenosa.

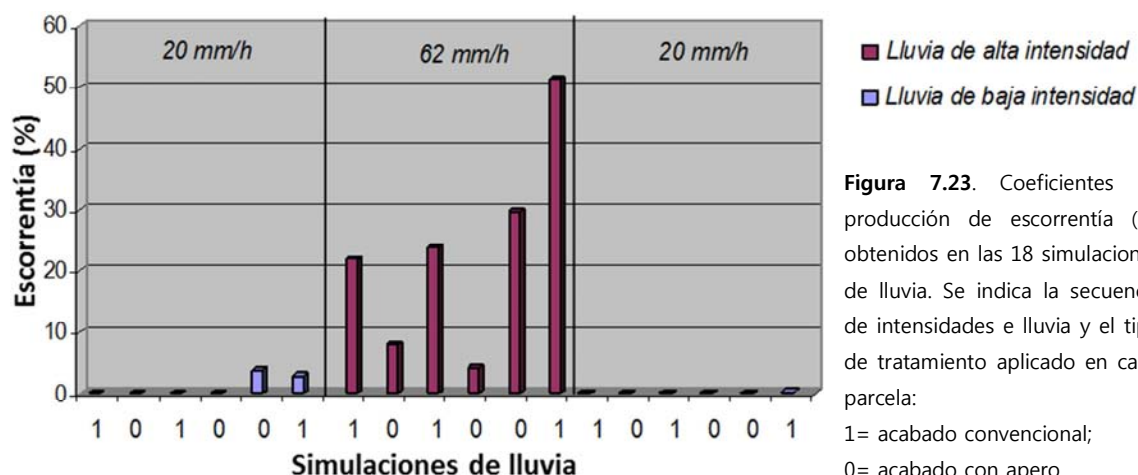


Figura 7.23. Coeficientes de producción de escorrentía (%) obtenidos en las 18 simulaciones de lluvia. Se indica la secuencia de intensidades e lluvia y el tipo de tratamiento aplicado en cada parcela:
1= acabado convencional;
0= acabado con apero.

Como ocurrió con la escorrentía, la producción de sedimentos fue prácticamente nula con intensidades de $20 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$, recogiendo tan sólo en las microparcels con carbonatos un máximo de $4 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$, y una media de en torno a $1 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$. Por el contrario, con la intensidad de $62 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$, se obtuvo un máximo de $4309 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$, en la microparcels 6 y una producción media de en torno a $984 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$, valores tres órdenes de magnitud superiores que los obtenidos con intensidades de $20 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$ (figura 7.24).

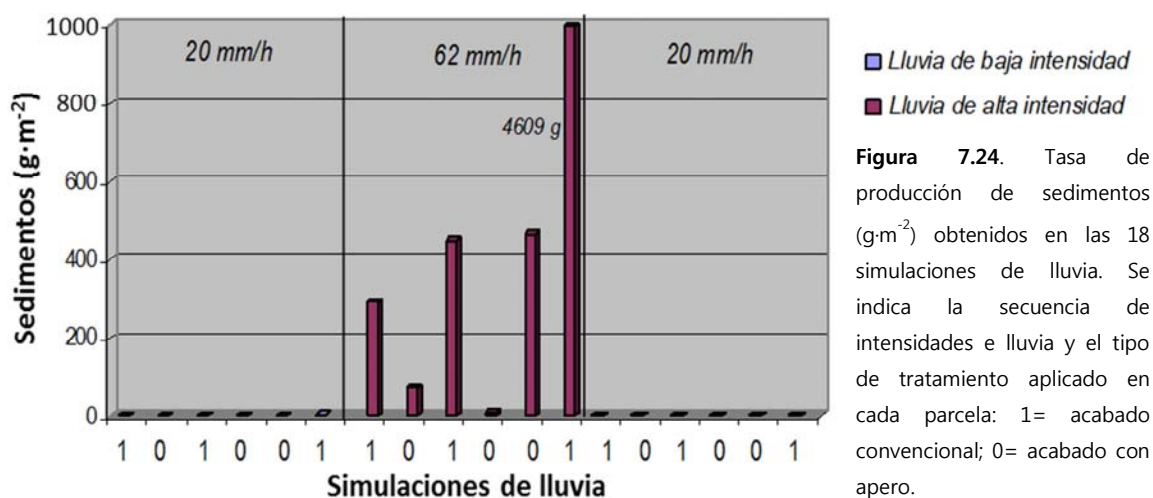


Figura 7.24. Tasa de producción de sedimentos ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) obtenidos en las 18 simulaciones de lluvia. Se indica la secuencia de intensidades e lluvia y el tipo de tratamiento aplicado en cada parcela: 1= acabado convencional; 0= acabado con apero.

2. Tipo de suelo

Atendiendo a las simulaciones con intensidad de $62 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$ y en función del tipo de suelo, los resultados muestran que las microparcels de Clase 1, sin presencia de carbonatos, dieron lugar a coeficientes de escorrentía y tasas de erosión significativamente más bajas que las de Clase 2, con presencia de carbonatos (tabla 7.10). El coeficiente de escorrentía medio ascendió al 14.5% para las parcelas con Clase 1, mientras que aumentó a más del doble, un 40.5%, en las parcelas

con Clase 2 (tabla 7.10). Del mismo modo, la producción de sedimentos fue de $206.4 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ($0.2 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) en las parcelas con Clase 1, mientras que en la Clase 2, aumentó a $2538.7 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ($2.5 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), es decir un orden de magnitud superior a la primera clase. En todos los casos las diferencias presentan significación estadística al nivel $p < 0.01$.

Tabla 7.10. Valores medios de producción de sedimentos ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) y de los coeficientes de escorrentía (%), para el total de simulaciones de lluvia según el tipo de suelo del talud: clase 1, sin presencia de carbonatos; clase 2, con presencia de carbonatos.

Tipo de suelo	Producción de sedimentos ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)	Coefficiente escorrentía (%)
Clase 1 (sin carbonatos)	206.4	14.5
Clase 2 (con carbonatos)	2538.7	40.5

3. Acabado superficial

Atendiendo a las simulaciones con intensidad de $62 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$ y en función del tipo de acabado, los resultados muestran que las microparcels de acabado con apero dieron lugar a coeficientes de escorrentía y producción de sedimentos significativamente más bajos que las de acabado convencional (tabla 7.11 y figura 7.25). El coeficiente de escorrentía medio ascendió al 32.3% para las parcelas con acabado convencional, mientras que se redujo a menos de la mitad, un 14%, en las parcelas con acabado de apero (tabla 7.11). Del mismo modo, la tasa media de erosión fue de $1784.4 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ($1.8 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) en las parcelas de acabado convencional, mientras que apenas ascendió a $13.9 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ($0.01 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) en las de acabado con apero; es decir una tasa de erosión dos órdenes de magnitud inferior a las de acabado convencional. En todos los casos las diferencias presentan significación estadística al nivel $p < 0.01$.

Tabla 7.11. Valores medios de producción de sedimentos ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) y de los coeficientes de escorrentía (%), para el total de simulaciones de lluvia según el tipo de acabado superficial del talud: convencional y con apero. En todos los casos las diferencias presentan significación estadística al nivel $p < 0.01$.

Acabado superficial	Producción de sedimentos ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)	Coefficiente escorrentía (%)
Acabado convencional	1784.4	32.3
Acabado con apero	13.9	13.9

Del análisis estadístico del tipo ANOVA multifactorial para la producción de sedimentos, en función del tipo de acabado, convencional o con apero, y de la clase de suelo, con presencia de carbonatos (Clase 2) o con ausencia de carbonatos (Clase 1), se obtiene que ambos factores dan lugar a diferencias estadísticamente significativas en la producción de sedimentos, así como la interacción entre ambos factores (figura 7.25). La producción de sedimentos es siempre

significativamente inferior en las microparcels de acabado con apero, y siempre superior cuando presentan carbonatos.

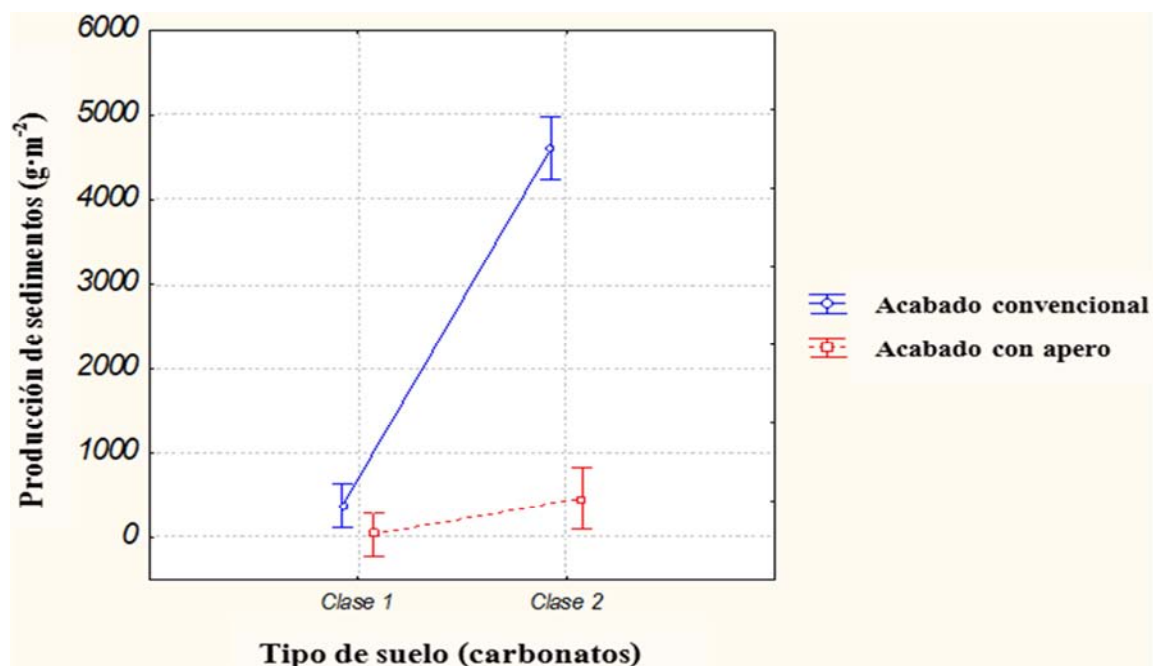


Figura 7.25. Análisis estadístico del tipo ANOVA multifactorial, para la producción de sedimentos y los factores a) tipo de acabado y b) tipo de suelo, presencia de cementación superficial por carbonatos (Clase 2) o ausencia de ésta (Clase 1), con un intervalo de confianza del 95%.

7.6.5.3. HUMEDAD DEL SUELO

En la tabla 7.12 se presentan los valores humedad del suelo antes, después y la diferencia entre ambas de las 18 simulaciones de lluvia realizadas.

Tabla 7.12. Humedad del suelo (%) de las parcelas antes y después de las simulaciones. ΔH es el incremento de humedad del suelo después de cada simulación.

Parcela	1ª simulación			2ª simulación			3ª simulación		
	Antes	Después	ΔH	Antes	Después	ΔH	Antes	Después	ΔH
1	4.0	11.6	7.6	6.2	7.6	2.5	4.3	6.7	2.4
2	2.9	6.9	4.0	3.6	11.4	4.8	3.3	5.2	2.0
3	5.4	8.7	3.4	5.6	7.6	2.0	5.8	8.5	2.7
4	3.8	9.8	6.0	5.4	11.0	5.5	4.8	8.4	3.7
5	7.0	14.2	7.3	9.4	16.5	7.1	8.9	14.6	5.7
6	7.7	14.7	7.1	8.9	15.7	6.9	7.7	14.2	6.6

Es necesario señalar que entre las simulaciones de lluvia no hubo precipitación natural que influyera en los datos de humedad estimados. Entre la primera y segunda simulación pasaron siete días; entre la segunda y la tercera simulación pasaron treinta días. De los datos de humedad obtenidos antes de las simulaciones de lluvia se deduce lo siguiente:

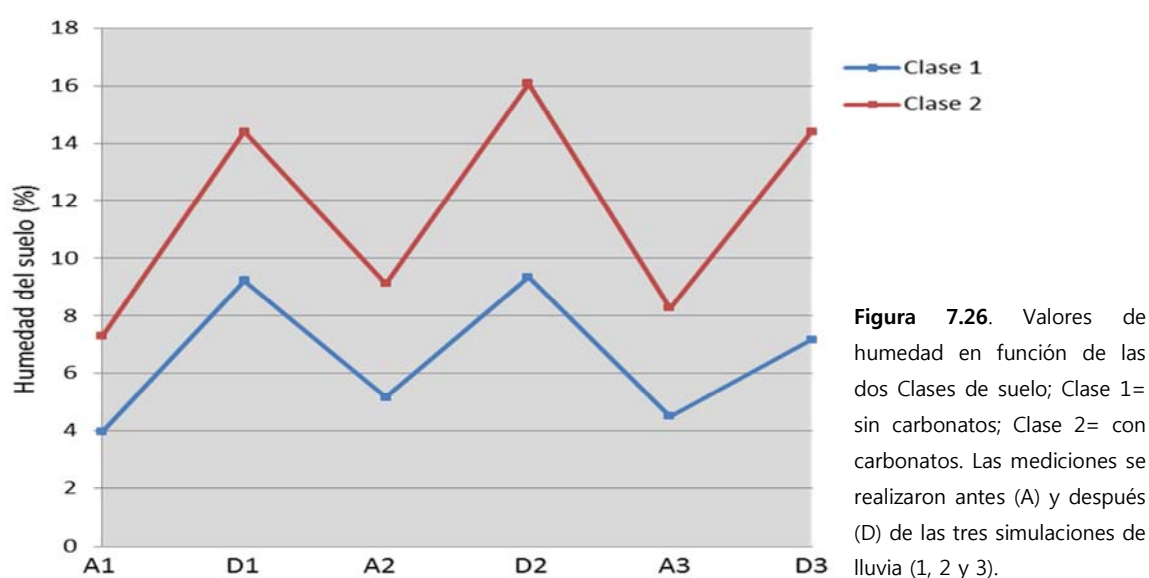
- Antes de la primera secuencia de simulaciones de lluvia, se obtuvo que las microparcels con un mayor grado de humedad fueron las dos que poseen carbonatos, las microparcels 5 y 6 (tabla 7.12).
- Los valores previos a la segunda simulación fueron mayores a los de la primera debido a que entre ambas solo ha transcurrido una semana. Aun así, los valores más altos siguen correspondiéndose con las microparcels con carbonatos (tabla 7.12).
- Los valores previos a la tercera simulación se acercaron a los valores iniciales, debido a que el tiempo transcurrido entre la segunda y la tercera simulación fue más de cuatro veces superior al transcurrido entre la primera y la segunda simulación.

De los datos de humedad obtenidos posteriormente a las simulaciones se deduce lo siguiente:

- Tras las tres simulaciones, la humedad se incrementa significativamente en todas las parcelas (tabla 7.12).
- Tras las tres simulaciones, el mayor incremento de humedad se produce en las dos microparcels con carbonatos (tabla 7.12). Sólo en la primera simulación y en la parcela 1 se produce un incremento de humedad superior que en las parcelas con carbonatos. Esto se puede deber a que esa simulación tuvo una duración mayor que en el resto de casos. Por otro lado, cabe recordar que en las microparcels con carbonatos se han producido los mayores coeficientes de escorrentía, lo que implica que también presenten la menor infiltración. Así pues, el mayor incremento de humedad de las microparcels con carbonatos se ha relacionado con una mayor capacidad de retención de humedad de estos materiales, lo que a su vez, para este caso en concreto, no implica una mayor capacidad de infiltración.
- No se refleja ninguna influencia en los registros de humedad de las distintas microparcels en función del tratamiento aplicado. A pesar de ello, estos resultados no son determinantes para evaluar la influencia del apero en el contenido de la humedad del suelo de los taludes sometidos a intensidades de precipitación inferiores a las simuladas. Esto se debe a que las simulaciones de lluvia realizadas presentan intensidades de precipitación medias y altas ($20 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$ y $62 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$), las cuales se planificaron para saturar el suelo de agua y generar escorrentía. Aunque este tipo de simulaciones resultan muy útiles para evaluar el diferente comportamiento erosivo de estas parcelas, en cambio, al saturarse el suelo de agua, no resultan especialmente útiles para estimar diferencias de humedad en el suelo en función

del tratamiento aplicado. No obstante, para determinar de forma más eficiente la influencia del apero en el porcentaje de humedad de estos suelos posteriormente a la caída de precipitaciones, se tendrían que haber realizado simulaciones de lluvia con intensidades de precipitación más bajas, que trataran de determinar la influencia de este factor en un suelo no saturado de agua.

Así pues, como se observa en la figura 7.26, resulta destacable que tanto previamente como posteriormente a las simulaciones, la humedad media de las microparcels con carbonatos (Clase 2) es siempre superior a las que no muestran presencia de carbonatos (Clase 1).



7.6.5.4 CARACTERIZACIÓN DE LOS EFECTOS DEL APERO SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE LA CAPA SUPERFICIAL DEL SUELO

Mediante la realización de perfiles en los MDE de alta resolución realizados a partir de datos del TLS de la superficie de las parcelas experimentales, antes y después de cada simulación, se ha estimado la evolución de la rugosidad superficial. Las variaciones en la rugosidad superficial han servido para estimar los efectos del apero sobre las propiedades físicas de la capa superficial del suelo.

En las figuras 7.27-32, se muestran estos modelos junto a las fotografías de cada una de las microparcels a modo de comparación. La existencia de zonas vacías o grandes áreas homogéneas en algunos modelos se debe a un déficit de puntos validados en la fase de captura.

Microparcela 1. Acabado sin apero; sin carbonatos

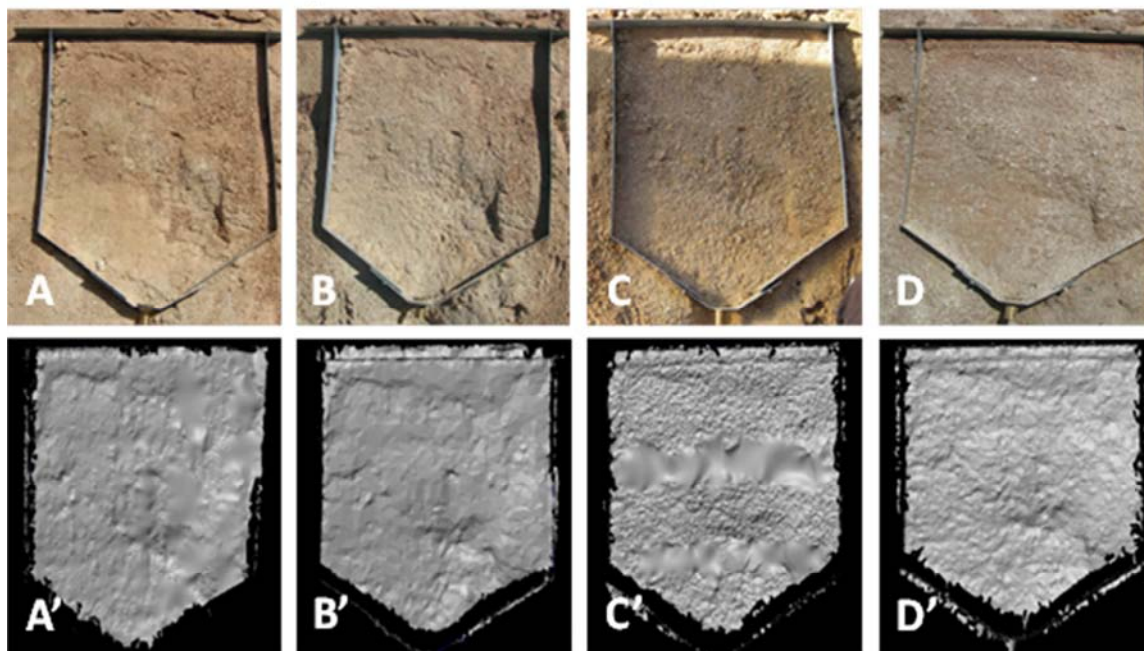


Figura 7.27. Fotografías y modelos 3D de la microparcela 1 previamente a las tres simulaciones (A y A'), posteriormente a la primera simulación (B y B'), posteriormente a la segunda simulación (C y C') y posteriormente a la tercera simulación (D y D').

Microparcela 2. Acabado con apero; sin carbonatos

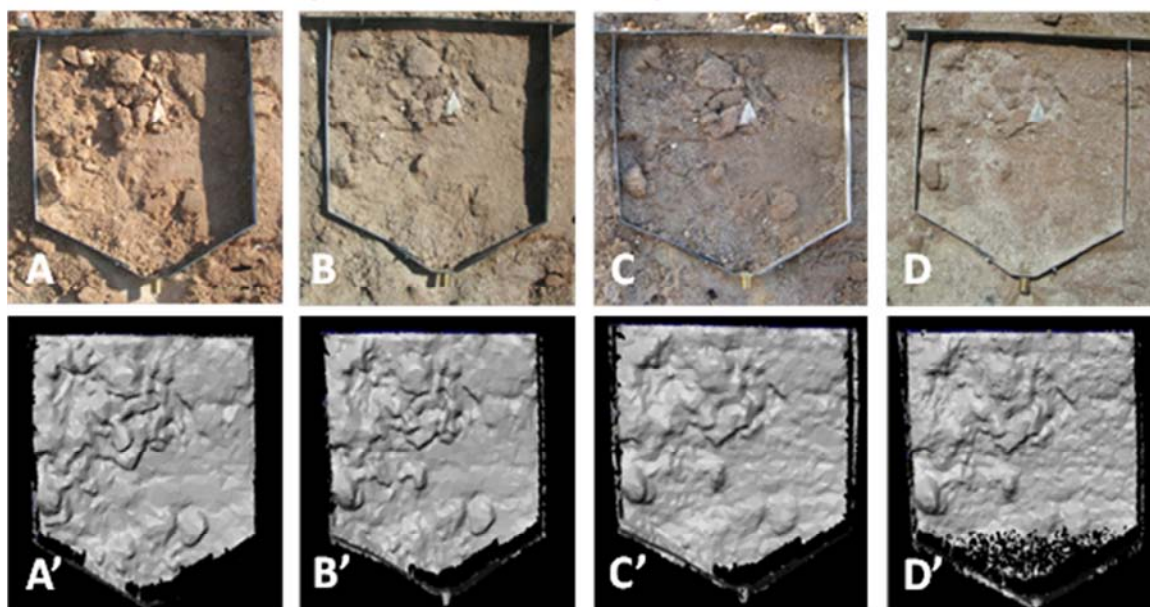


Figura 7.28. Fotografías y modelos 3D de la microparcela 2 previamente a las tres simulaciones (A y A'), posteriormente a la primera simulación (B y B'), posteriormente a la segunda simulación (C y C') y posteriormente a la tercera simulación (D y D').

Microparcela 3. Acabado sin apero; sin carbonatos

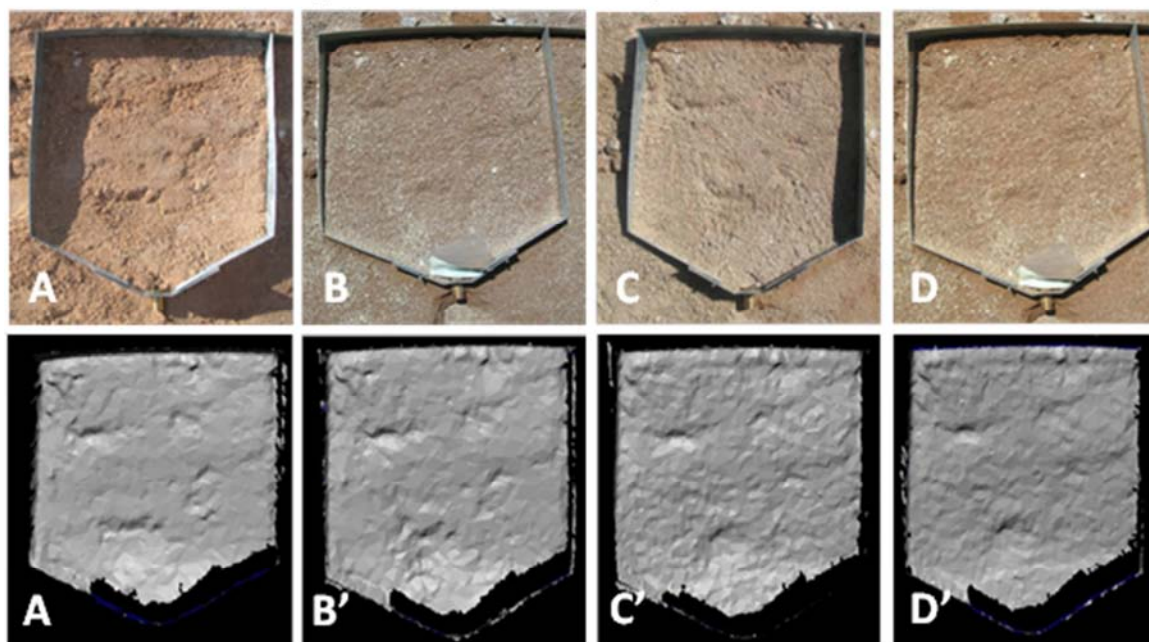


Figura 7.29. Fotografías y modelos 3D de la microparcela 3 previamente a las tres simulaciones (A y A'), posteriormente a la primera simulación (B y B'), posteriormente a la segunda simulación (C y C') y posteriormente a la tercera simulación (D y D').

Microparcela 4. Acabado con apero; sin carbonatos

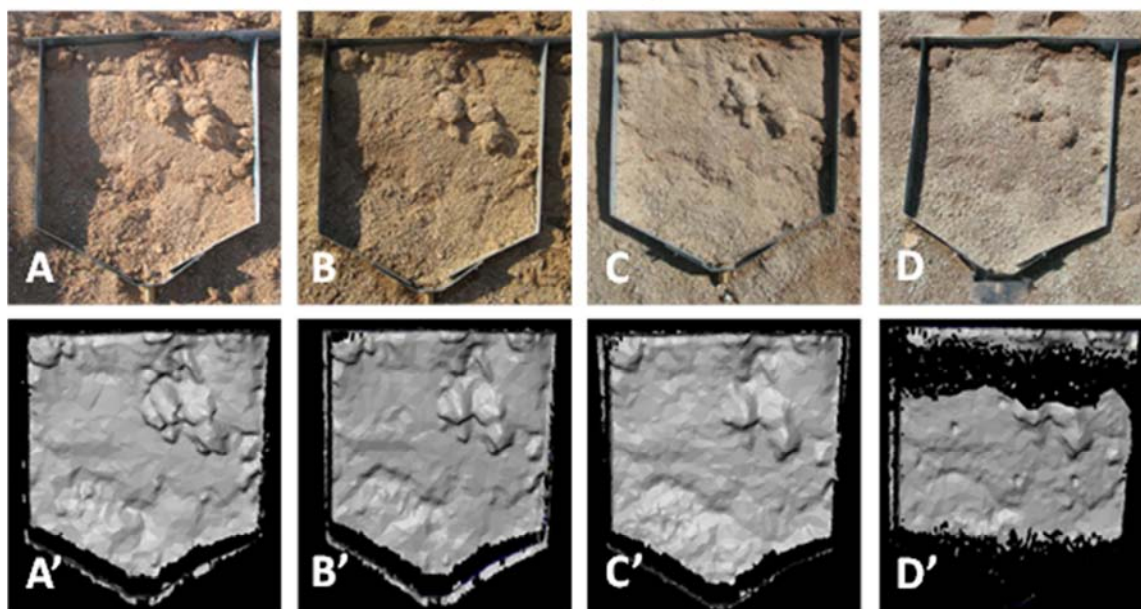


Figura 7.30. Fotografías y modelos 3D de la microparcela 4 previamente a las tres simulaciones (A y A'), posteriormente a la primera simulación (B y B'), posteriormente a la segunda simulación (C y C') y posteriormente a la tercera simulación (D y D').

Microparcela 5. Acabado con apero; con carbonatos

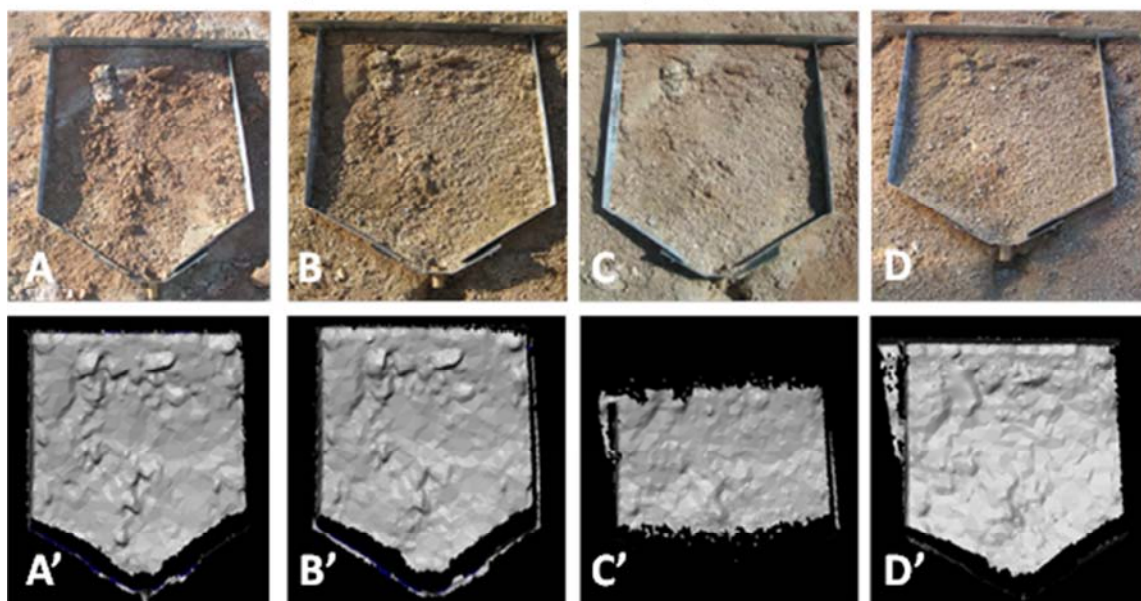


Figura 7.31. Fotografías y modelos 3D de la microparcela 5 previamente a las tres simulaciones (A y A'), posteriormente a la primera simulación (B y B'), posteriormente a la segunda simulación (C y C') y posteriormente a la tercera simulación (D y D').

Microparcela 6. Acabado sin apero; con carbonatos

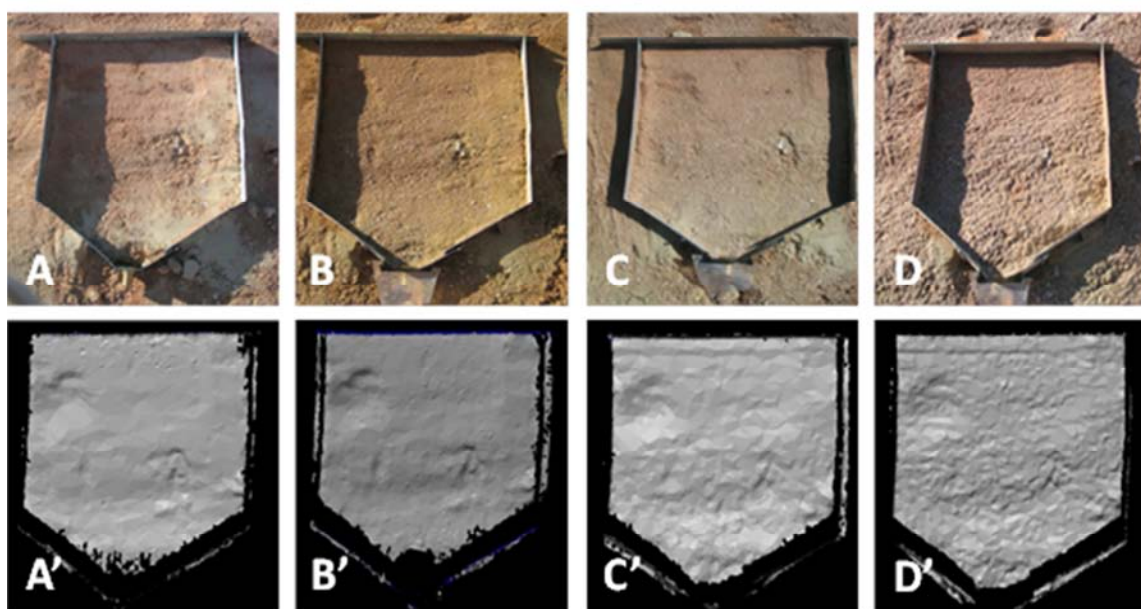


Figura 7.32. Fotografías y modelos 3D de la microparcela 6 previamente a las tres simulaciones (A y A'), posteriormente a la primera simulación (B y B'), posteriormente a la segunda simulación (C y C') y posteriormente a la tercera simulación (D y D').

Los coeficientes medios de rugosidad se muestran en la tabla 7.13. El total de mediciones y coeficientes calculados se muestran en la tabla IV.7 del anexo IV.

Tabla 7.13. Coeficientes de rugosidad estimados previamente a las tres simulaciones (A), posteriormente a la primera simulación (B), posteriormente a la segunda simulación (C) y posteriormente a la tercera simulación (D). A-D es la diferencia entre la rugosidad estimada antes y después de las tres simulaciones. "Media L" es la media de los coeficientes de rugosidad con el acabado convencional. "Media A" es la media de los coeficientes de rugosidad con el acabado de apero.

Parcela	Acabado	Coeficiente de rugosidad				
		A	B	C	D	A-D
1	Convencional	1.014	1.012	1.048	1.015	-0.001
2	Apero	1.079	1.054	1.037	1.042	0.037
3	Convencional	1.008	1.008	1.010	1.009	0.001
4	Apero	1.047	1.035	1.025	1.028	0.019
5	Apero	1.023	1.024	1.010	1.011	0.012
6	Convencional	1.007	1.005	1.005	1.010	-0.003
Media L	Convencional	1.010	1.008	1.021	1.011	-0.001
Media A	Apero	1.050	1.038	1.024	1.027	0.023

De los datos obtenidos se deduce lo siguiente:

- La rugosidad superficial es significativamente más alta en las parcelas con el acabado con apero, después de la realización de las operaciones de acabado y, por tanto, antes de realizar los experimentos de lluvia simulada.
- Después de las tres simulaciones de lluvia, el aumento en el coeficiente de rugosidad superficial (0.040) producido por el acabado con apero respecto al acabado convencional se reduce un 57% (0.023). A pesar de ello, se sigue manteniendo parte de las diferencias entre las rugosidad (un 43%) después de las simulaciones de lluvia.
- El coeficiente de rugosidad medio apenas varía para las microparcels con acabado convencional después de las tres simulaciones de lluvia.

7.6.6. CONCLUSIONES ESPECÍFICAS

1. Las respuestas erosivas de las microparcels frente a las dos intensidades de lluvia simuladas fueron muy diferentes. Con la intensidad de $20 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$ apenas se generó escorrentía ni sedimentos, obteniéndose coeficientes de escorrentía medios y máximos del 1% y el 4% respectivamente, y recogándose una media de $1 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ y un máximo de $4 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ de sedimentos. En cambio, con la intensidad de $62 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$ todas las microparcels produjeron escorrentía y sedimentos. En este último caso se obtuvieron coeficientes de escorrentía medios y máximos del 23% y el 51% respectivamente, un orden de magnitud superior a los de intensidad de $20 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$. Mayor aun fue la diferencia entre la producción de sedimentos, ya que con la intensidad de $62 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$ se obtuvo una producción media de $984 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ y una máxima de $4309 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$, valores tres órdenes de magnitud superiores que los obtenidos con $20 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$.
2. Se produjo un diferente comportamiento en la producción de sedimentos y escorrentía en función de la presencia o no de carbonatos. Las microparcels sin presencia de carbonatos dieron lugar a coeficientes de escorrentía y tasas de erosión significativamente más bajos que las que tenían presencia de carbonatos.
3. Las microparcels de acabado con apero dieron lugar a coeficientes de escorrentía y producción de sedimentos significativamente más bajos que las de acabado convencional. El coeficiente de escorrentía medio ascendió al 32.3% y la tasa media de erosión fue de $1784.4 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ($1.8 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) para las parcelas con acabado convencional. En las parcelas con acabado de apero, la escorrentía se redujo menos de la mitad, un 14%, y la tasa media de erosión se redujo en dos órdenes de magnitud, hasta $13.9 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ($0.01 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$).
4. La reducción de la escorrentía en las microparcels de acabado con apero va acompañada de una mayor infiltración, algo que no se ve reflejado en un incremento de la humedad superficial respecto a las que tienen acabado convencional. En cambio, si se ha observado un incremento de la humedad de las microparcels con presencia de carbonatos, a pesar de que estas parcelas presentan coeficientes de escorrentía más altos y menor infiltración que las que no contienen carbonatos. Esto se debe a que durante las simulaciones de lluvia practicadas el suelo se ha saturado de agua, lo que ha propiciado que no existan diferencias entre los incrementos de humedad en función del tratamiento aplicado.

5. El acabado con apero produjo un aumento significativo de la rugosidad respecto al acabado convencional. Esta diferencia se redujo en un 57% después de las tres simulaciones de lluvia.

7.7. CONCLUSIONES

A modo de conclusiones generales de este diseño experimental, se puede ultimar lo siguiente:

1. En todos los ensayos realizados, tanto bajo condiciones de lluvia natural como de lluvia simulada, los resultados han mostrado de forma inequívoca que el acabado del talud con apero ha dado lugar a unas reducciones significativas de las producciones de escorrentía y de sedimentos.
2. Como consecuencia a la reducción en la producción de escorrentía y sedimentos provocada por el acabado con el apero, tiene lugar un aumento de la cantidad de agua disponible en el suelo para la vegetación, así como una mayor estabilidad superficial, que puede favorecer la retención de semillas; y todo ello, facilitar el establecimiento y desarrollo de vegetación.
3. En los dos diseños experimentales se ha detectado un decaimiento progresivo de los efectos positivos producidos por el acabado con el apero, aunque en ambos casos se observa que dichos efectos aún prevalecen al finalizar la fase experimental.
4. El diseño experimental basado en la construcción de un talud experimental *ad hoc* se ha revelado de una extraordinaria utilidad para llevar a cabo una primera evaluación de la eficacia de distintas alternativas de acabado y manejo de la superficie de desmontes, previa a su aplicación en obra.

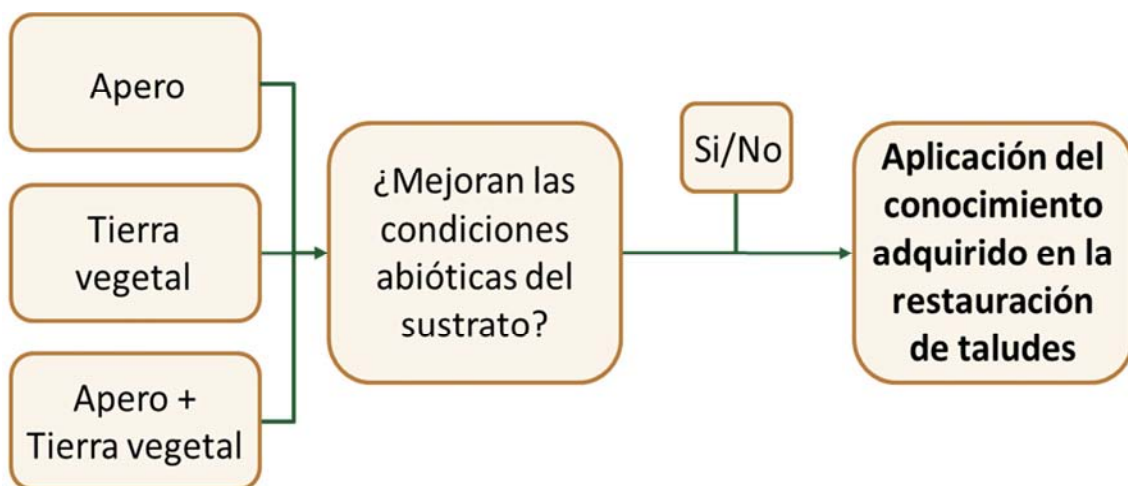
8.EVALUACIÓN DE ALGUNAS TÉCNICAS DE ACABADO SUPERFICIAL Y LA APLICACIÓN DE TIERRA VEGETAL EN TALUDES DE LA CARRETERA M-224 (MADRID)

8.1. INTRODUCCIÓN

Como se ha venido señalando en distintas secciones de esta tesis, la transformación del territorio por la construcción de infraestructuras lineales genera cambios en la geomorfología local. La modificación de la pendiente y la alteración de las propiedades físicas e hidrológicas de las superficies recién creadas, fundamentalmente en los desmontes, generalmente conllevan un aumento de la escorrentía, y en consecuencia, de los procesos de erosión hídrica. La elección de los tratamientos más adecuados para, por un lado, garantizar el control de los procesos erosivos, y por el otro, favorecer la revegetación, es fundamental para lograr una restauración eficaz de los taludes (ver apartado 2.3.5). Dentro de los métodos que promueven una restauración ecológica en taludes, destacan la aplicación de la tierra vegetal, y el aumento de la rugosidad del suelo mediante algún tipo de apero. Entre otros beneficios para la restauración ecológica de taludes, la tierra vegetal favorece el establecimiento de la vegetación, mejora las propiedades del suelo (Cotts *et al.*, 1991; Harwood *et al.*, 1999; Balaguer, 2002; Claassen & Hogan, 2002) y la infiltración, reduce los procesos de erosión, mejora la estabilidad superficial (Claassen & Hogan, 2002), y proporciona semillas de especies nativas (Ward *et al.*, 1996; Albaladejo *et al.*, 2000; Rokich *et al.*, 2000; Holmes, 2001). Es por eso que, en numerosos artículos y manuales sobre restauración de taludes, se recomienda el uso de la tierra vegetal en combinación con otros tratamientos como primera alternativa de restauración (Booze-Daniels, 2000). Por otro lado, la descompactación y el aumento de la rugosidad aumentan la heterogeneidad y la infiltración. La heterogeneidad producida por la descompactación y por el aumento de la rugosidad proporciona microambientes con condiciones de humedad más favorables que las superficies duras y lisas. Estas condiciones promueven la germinación de las semillas, el desarrollo de la vegetación y la reducción de la escorrentía y los procesos erosivos (Green *et al.*, 1973; Perry *et al.*, 1975; Wright *et al.*, 1978). Por todo ello, en países como EE.UU. son comunes los manuales y artículos científicos que aconsejan este tipo de tratamientos para la restauración de taludes, como por ejemplo en Caltrans (2003, 2010), o Grismer *et al.* (2009). En cambio, la revisión realizada de la literatura ha puesto de manifiesto la escasez de enfoques de este tipo en España.

8.2. HIPÓTESIS DE TRABAJO

La hipótesis de partida consiste en que mediante la aplicación del apero caracterizado y validado en los desmontes experimentales de la finca La Higuera (ver diseño experimental 7), del extendido de tierra vegetal y de la combinación de ambos en desmontes de una carretera, se mejorarán las condiciones abióticas que deberían favorecer la colonización vegetal espontánea y reducir la actividad erosiva. Teniendo en cuenta que el sustrato es la base sobre la que se produce una adecuada o inadecuada colonización vegetal, también se plantea, a nivel de hipótesis, que los resultados de este diseño pueden llegar a ser determinantes para la futura restauración de enclaves similares. Trataremos de demostrar mediante el desarrollo de un diseño experimental la primera hipótesis, mientras que la segunda hipótesis quedará planteada a nivel de discusión.



Esquema general que muestra el contexto de investigación desarrollado en este capítulo. Sin negrita aparecen los temas abordados, mientras que en negrita figura lo que sería la continuación y aplicación del conocimiento adquirido.

8.3. OBJETIVOS

El principal objetivo de este diseño experimental ha consistido en analizar los efectos producidos por distintos acabados superficiales y por el extendido de tierra vegetal en la colonización vegetal y en la actividad erosiva, aplicados en la superficie de un desmonte de una carretera próxima a la localidad de Torres de la Alameda (Madrid). Este objetivo principal se ha articulado en los siguientes objetivos específicos:

1. Caracterización estratigráfica del desmonte de Torres de la Alameda objeto de estudio, con el fin de adecuar los diseños experimentales a su representatividad litológica.
2. Caracterización de los procesos de pérdida de suelo asociados a los procesos geomorfológicos activos.
3. Caracterización de las propiedades físicas del desmonte y determinación de su influencia en la estabilidad superficial.
4. Caracterización microtopográfica mediante láser escáner terrestre (TLS) del desmonte, con el fin de: (a) caracterizar la geomorfología inicial del desmonte, previa a la instalación de los diseños experimentales; (b) realizar un seguimiento temporal de evolución de los desmontes sin tratamiento, a través de parcelas de control, en las cuales no se aplica tratamiento alguno.
5. Caracterización y cuantificación de la evolución geomorfológica de los desmontes con tratamiento. Determinación de la influencia de los factores microtopográficos y de la tierra vegetal sobre la rugosidad superficial.
6. Determinar el efecto de los tratamientos sobre la rugosidad superficial del desmonte estudiado.
7. Analizar los efectos producidos por los tratamientos aplicados en la colonización vegetal y en la actividad erosiva después de un año desde su aplicación.

8.4. MATERIAL Y MÉTODOS

8.4.1. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se localiza en el municipio de Torres de la Alameda (latitud 40° 24"N y longitud 03° 21"W, situado a 640 metros sobre el nivel del mar), que pertenece a la Comunidad de Madrid (figura 8.1). El diseño experimental se situó en la carretera M-224, que une Alcalá de Henares con Torres de la Alameda.

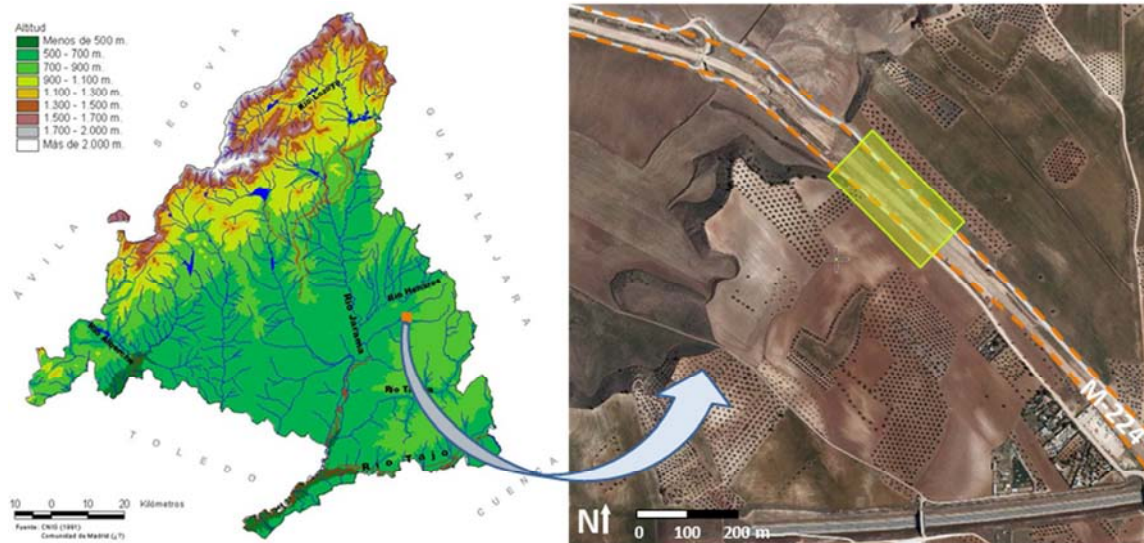


Figura 8.1. Izquierda: mapa físico-hidrológico de la Comunidad de Madrid (IGN, 1991) con la ubicación del diseño experimental. Derecha: imagen (ortofoto) del área de estudio, donde se puede observar el movimiento de tierras realizado para construir la carretera M-224. El rectángulo amarillo se sitúa en el desmonte estudiado. Fuente: www.sigpac.net.

Atendiendo a la clasificación de Köppen, el clima es templado mediterráneo, de matiz continental, con veranos secos y precipitaciones poco abundantes, concentradas en primavera y otoño. La precipitación media anual es de 469 mm·año⁻¹, y la temperatura media anual es de en torno a los 13°C (www.madrid.org).

La litología se compone de sedimentos Terciarios pertenecientes a las facies distales de la Cuenca Sedimentaria de Madrid (ver apartado 3.1), sobre los que se disponen sedimentos Cuaternarios aluviales. Estos materiales forman parte, en esta localización, del acuífero detrítico terciario de la Cuenca Sedimentaria de Madrid (IGME, 1988), en la subcuenca hidrográfica del río Henares, perteneciente a la cuenca del río Tajo (CM, 2006). El relieve se compone de páramos (terrenos yermos, rasos y desabrigados) y alcarrias (terrenos altos y, por lo común, rasos y con escasa vegetación), que forman un relieve de planos horizontales

escalonados, separados por escarpes cortos, que son consecuencia del afloramiento de rocas yesíferas y carbonáticas más resistentes (CM, 1992).

El paisaje del entorno lo conforman extensas áreas agrícolas de cultivos de secano, formados fundamentalmente por mosaicos de olivos y otros cultivos de secano intercalados con pequeños núcleos de vegetación (CM, 2006). El entorno de la carretera está constituido por campos agrícolas, por un lado de especies arbóreas de secano, olivos (*Olea europaeae*) y almendros (*Prunus dulcis*) y cultivos herbáceos de cereales (cebada, *Hordeum vulgare*) y leguminosas (garbanzos, *Cicer arietinum*). La vegetación "natural" de estos campos corresponden a especies arvenses tales como *Bassia scoparia*, *Anacyclus clavatus*, *Chrozophora tinctoria*, *Diplotaxis eruroides*, *Glaucium corniculatum* o *Kickxia lanigera*. En las laderas no cultivadas de los alrededores aparecen comunidades de pastos terofíticos, y en los cerros próximos aparecen pastizales de hemicriptófitos basófilos dominados por el esparto (*Stipa tenacissima*), con alguna repoblación de pinos (*Pinus halepensis*) (I. Mola, comunicación personal). El suelo es del tipo Alfisol xérico. Este suelo se caracteriza por presentar un grado de evolución desarrollado, ya que se encuentra en áreas geomorfológicamente estables (IGME, 1988).

El desmonte estudiado fue construido entre octubre y diciembre de 2008. Tiene unos 150 metros de longitud, una pendiente media de 40°. A lo largo del desmonte, su altura va variando progresivamente de 4 a 12 metros.

Se seleccionó un desmonte con orientación Sur, por ser ésta la orientación que representa las condiciones menos favorables para ser colonizada por la vegetación: mayor insolación, menor disponibilidad hídrica y altas temperaturas, lo que provoca que sea la orientación en la que se desarrollan los procesos erosivos más activos (ver apartados 2.3.4.1 y 6.5.4).

Durante el periodo de tiempo que transcurrió el diseño experimental, entre los años 2009 y 2010, la carretera no estaba finalizada. En el desmonte estudiado sólo se había finalizado la fase constructiva de movimientos de tierras, sin que se hubiese aplicado ningún tratamiento para su restauración. La superficie del desmonte estaba prácticamente desnuda, con coberturas vegetales menores del 10%.

8.4.2. ESTRATIGRAFÍA Y PROPIEDADES DEL SUELO DE LOS DESMONTES ESTUDIADOS

Un problema advertido durante la preparación del diseño experimental fue la variabilidad litológica existente en el desmonte objeto de estudio. Por ello, y con el fin de seleccionar verdaderas réplicas con condiciones litológicas similares, se realizó la caracterización estratigráfica de los desmontes sobre los que se ubicarían los diseños experimentales. La figura 8.2 representa la columna estratigráfica tipo del desmonte estudiado.

El desmonte se divide en dos unidades principales:

- La unidad inferior 1 está formada por sedimentos arcillosos con niveles de limo con abundante bioturbación. En toda la unidad aparece laminación horizontal. Pertenecen a las facies distales de los depósitos aluviales y palustres de la Cuenca Sedimentaria de Madrid, de edad Terciaria (ver apartados 3.1 y 3.2).
- La unidad superior 2, la forman sedimentos arenosos. El contacto geológico entre la unidad inferior 1 y la unidad superior 2 se trata de una disconformidad producida por procesos erosivos. A su vez, presenta dos subunidades A y B, ambas formadas en un ambiente fluvial de edad Cuaternaria.
 - a) La subunidad A la forman arenas con gravas y cantos, correspondientes a sedimentos de relleno de canal. Ocasionalmente aparece laminación cruzada de surco.
 - b) La subunidad B la forman arenas con materiales finos (limos), con algún lentejón de la subunidad A, correspondientes a sedimentos de la llanura de inundación del canal que la recorría.

La comprensión de la estratigrafía local permitió, a su vez, caracterizar una serie de procesos geomorfológicos activos asociados a distintas litologías que ocurren en el desmonte estudiado. Estos procesos fueron identificables por medio de un seguimiento detallado de la evolución de las microformas erosivas que se generan en la superficie de este desmonte. Así pues, fueron reconocidas en campo una serie de formas del terreno que denotan procesos geomorfológicos activos, que a su vez suponen pérdidas de suelo.

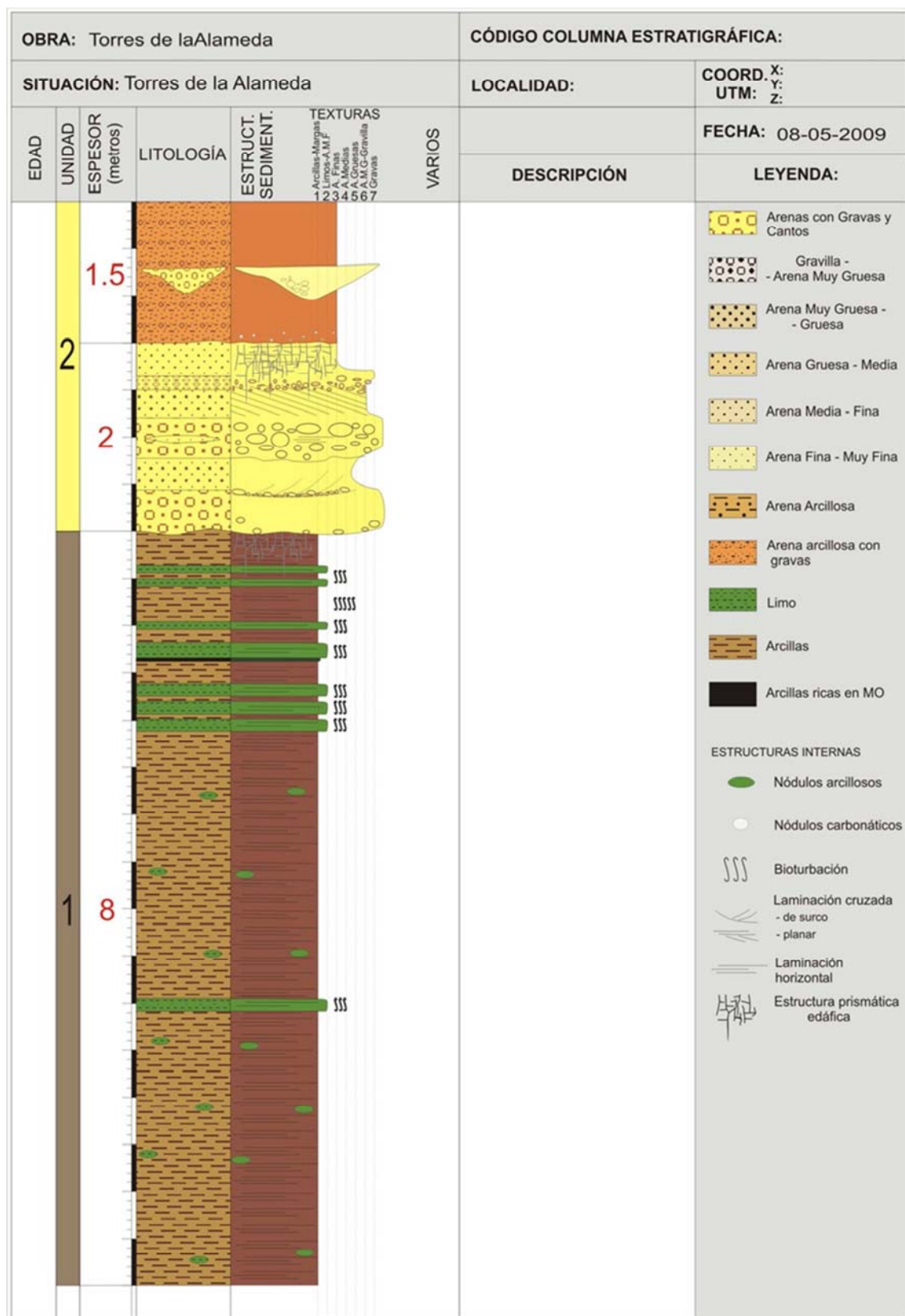


Figura 8.2. Columna estratigráfica 'tipo' del desmonte estudiado de Torres de la Alameda.

8.4.3. DISEÑO EXPERIMENTAL

En la superficie del desmonte recién descrito se han ensayado cuatro tratamientos. Antes de aplicar los tratamientos el talud presentaba una superficie prácticamente desnuda de vegetación, con signos de erosión hídrica como regueros y alguna pequeña cárcava (figura 8.3). Estas últimas se tuvieron en cuenta en el diseño experimental y se evitaron a la hora de delimitar los tratamientos.



Figura 8.3. Fotografía de parte del desmonte estudiado. Se puede observar que su superficie está prácticamente desprovista de vegetación y presenta procesos de erosión activos. En la base del talud es posible reconocer pequeños canales que denotan movimientos masivos de tipo flujo, que indican presencia de agua y materiales con un cierto contenido en arcillas. Se trata de pequeños flujos de barro, o *mudflows*, reconociéndose los característicos *levees*. Además, también se observan regueros, otras formas erosivas producidas por flujos hídricos.

Se ha planteado un diseño experimental factorial consistente en la aplicación de tres réplicas de los cuatro tratamientos aplicados sobre la superficie del desmonte seleccionado (figuras 8.4 y 8.5). Éste fue en realidad un diseño conjunto del proyecto de investigación CLEAM, que permitió investigar otros aspectos complementarios. Los referidos a los aspectos geomorfológicos y edáficos se plantearon y desarrollaron en el marco de esta tesis. Más en detalle, los tratamientos aplicados fueron los siguientes:

1. Tratamiento "TV". Consistió en la extensión de tierra vegetal. El volumen de tierra vegetal aplicado a cada parcela fue de 12 m³.

2. Tratamiento "A". Consistió en la aplicación de un apero para descompactar y aumentar la rugosidad superficial del desmante. Se aplicó en los 15 cm más superficiales del desmante.
3. Tratamiento "ATV". Combinación de los dos tratamientos anteriores en el siguiente orden: primero se aplicó el apero y posteriormente se extendió la tierra vegetal.
4. Tratamiento "C". Se incluyó un tratamiento de control en el que no se realizó ninguna actuación.

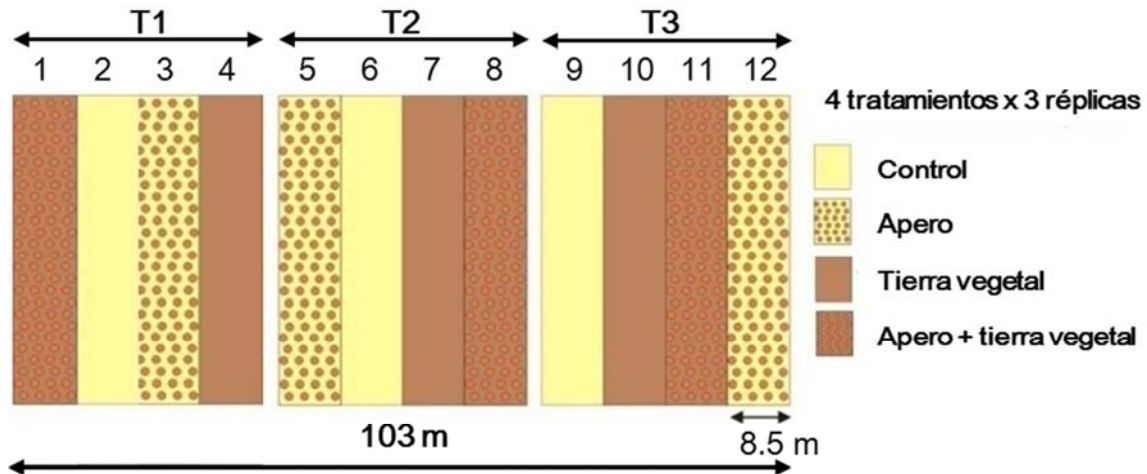


Figura 8.4. Esquema que muestra la disposición de los distintos tratamientos aplicados sobre la superficie del desmante de Torres de la Alameda.

Cada tratamiento se aplicó en una banda de 8.5 metros de ancho a lo largo de toda la altura del desmante y, como ya se ha indicado, fue replicado tres veces. Para evitar la interacción entre los tratamientos y permitir el paso sin modificar las propiedades del suelo, la monitorización de las parcelas se realizó en una franja que comprende los tres metros centrales de cada banda.

El acabado superficial obtenido por el tratamiento "A" se obtuvo mediante el uso del apero caracterizado y validado en el talud experimental de la finca La Higuera, en el marco de esta tesis doctoral (apartado 7). En trabajos sobre la restauración de taludes en los que se ha aplicado la descompactación y el aumento de la rugosidad del suelo mediante operaciones mecánicas, se recomienda tratarlo desde una profundidad de 30 cm hasta una profundidad de 5 m, dependiendo del estudio y de las características del talud a restaurar (Claassen & Hogan, 2000; Grismer & Hogan, 2004; Hogan, 2003, 2009; Hanson, 2010). Sin embargo, la alta pendiente de estos desmontes (en torno a 40°), supone una gran limitación. Como norma general, la descompactación de los desmontes no se recomienda en pendientes que superen los 18.4° (taludes 3:1) (Caltrans, 2010), y el aumento de la rugosidad en pendientes que superen los 33.7° (taludes 1.5:1) (Caltrans, 2011^a). El desmante estudiado tiene una pendiente media en torno a 40°, superior a la recomendada por

Caltrans (2011^a) para la aplicación de este tratamiento en taludes. A pesar de esto, se aplicó un apero que modificó tan sólo entre los 0 y 15 cm más superficiales del suelo. Con la aplicación del apero hasta profundidades de 15 cm, por un lado se limitan los efectos de la descompactación y del incremento de la rugosidad, pero por el otro, se reduce el riesgo de caída de fragmentos del sustrato y de la formación de movimientos en masa.

La tierra vegetal utilizada se caracterizaba por tener una gran proporción de material fino y por presentar gran cantidad de agregados de hasta 15 cm de diámetro. Se considera que la tierra vegetal aplicada en taludes normalmente no es estable en pendientes por encima de 27° (Jacobs *et al.*, 1967; Blaser & Woodruff, 1968; Smith, 1973). En el reconocimiento previo del desmonte se estimó que su pendiente media era de entorno a 40°, por lo que según la bibliografía consultada era de esperar que no se pudiera extender uniformemente por la superficie del desmonte, y se depositara en su parte inferior. Tal y como se observa en la figura 8.4, a pesar de que la tierra vegetal fue aplicada desde la culminación del desmonte, la mayor parte de ésta se depositó en la mitad inferior del desmonte. A pesar de ello, el aumento de la rugosidad y la descompactación mediante operaciones mecánicas favorecen la retención de la tierra vegetal en taludes (Claassen & Hogan, 2002; Hogan, 2003; Grismer & Hogan, 2004; Caltrans, 2010). Así pues, la hipótesis inicial que se planteó fue que las parcelas donde se aplicó el apero previamente al extendido de la tierra vegetal, aumentaría la retención de la tierra vegetal, lo que favorecería el control de los procesos erosivos y el desarrollo de la vegetación.

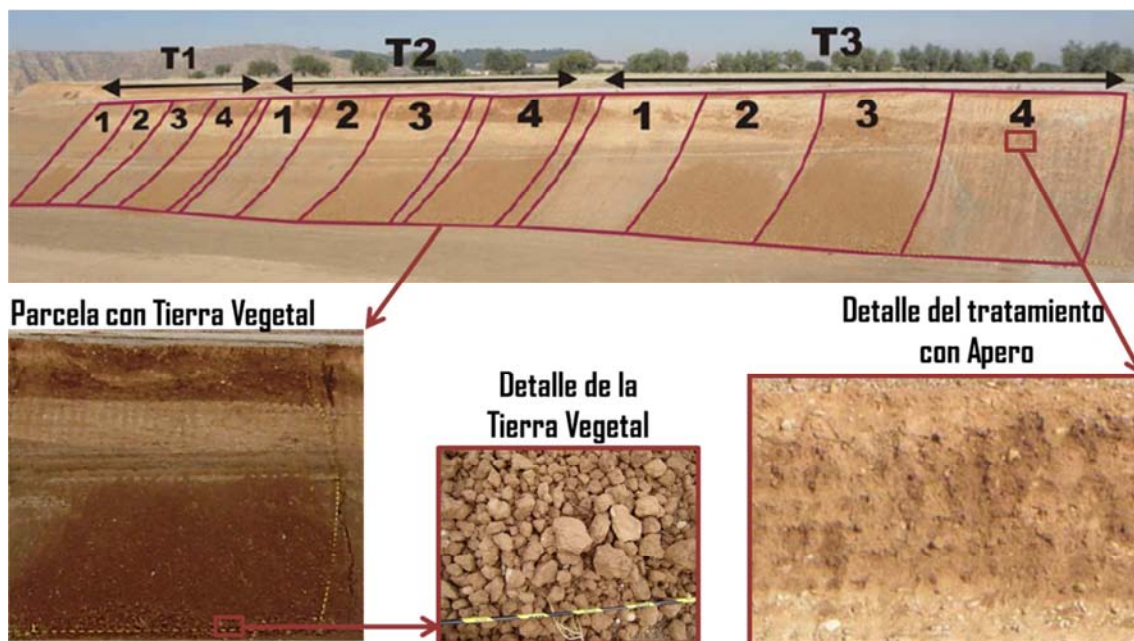


Figura 8.5. Arriba. Fotografía del desmonte inmediatamente después de que se aplicaran los tratamientos monitorizados (ver figura 8.4). Abajo. Fotografías de detalle de los tratamientos con tierra vegetal y con el apero aplicados sobre el desmonte.

8.4.4. CARACTERIZACIÓN DE LAS PROPIEDADES TOPOGRÁFICAS, MICROTOPOGRÁFICAS Y EVOLUCIÓN GEOMORFOLÓGICA DEL DESMONTE MEDIANTE EL LASER ESCÁNER TERRESTRE (TLS)

El desmonte fue escaneado en dos ocasiones, una antes y otra después de aplicar los tratamientos, mediante la utilización del Láser Escáner Terrestre (TLS), (figura 8.6).



Figura 8.6. Proceso de escaneado del desmonte estudiado de Torres de la Alameda.

La posición del TLS durante los escaneos fue lo más perpendicular posible a la superficie del desmonte, con el objetivo de evitar zonas de sombra generadas por el microrrelieve de la superficie. Los datos se registraron con una resolución espacial de 1 mm. Ésta fue la resolución elegida debido a que es suficientemente detallada como para crear MDEs en los que se represente la microtopografía producida por los procesos de erosión, por el acabado superficial del apero y por la acumulación de la tierra vegetal. La cantidad de puntos escaneados en cada desmonte se presenta en la tabla 8.1.

Tabla 8.1. Número de puntos escaneados y resolución de escaneo para las dos nubes de puntos obtenidas previamente y posteriormente a la aplicación de los tratamientos.

ESCANEAO	Antes de los tratamientos	Después de los tratamientos
Nube de puntos escaneada (nº)	118·10 ⁶	127·10 ⁶
Resolución del escaneo (mm)	1	1

La distancia entre el TLS y el desmorte osciló entre 57 y 70 m (tabla 8.2 y figura 8.7). Además, las distancias entre cada parcela y el TLS variaron entre los escaneos previos y posteriores a la aplicación de los tratamientos, debido a que la ubicación del TLS no fue la misma en ambas ocasiones.

Tabla 8.2. Distancias entre el TLS y cada parcela estudiada. Las diferentes ubicaciones del TLS no fueron las mismas para los primeros escaneos, realizados previamente a la aplicación de los tratamientos, que para los segundos escaneos, llevados a cabo con posterioridad a la aplicación de los tratamientos.

Parcela	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12
D. escaneo 1 (m)	67.3	62.6	59.9	58.2	57.2	57.8	58.7	60.4	59.1	57.1	56.4	56.7
D. escaneo 2 (m)	68.8	64.0	60.5	58.1	57.7	58.9	60.2	64.8	69.9	61.2	59.1	57.6

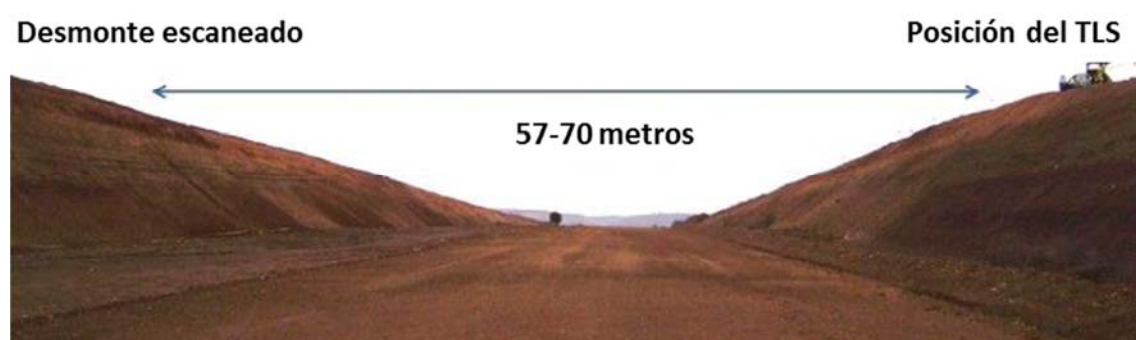


Figura 8.7. Fotografía que muestra la posición del TLS, lo más perpendicular posible al desmorte a escanear, así como el rango de distancias de separación entre ambos.

Las nubes de puntos obtenidas con el TLS antes de la aplicación de los tratamientos muestran con claridad un talud de derrubios continuo en la base del desmorte, a modo de "derrame de ladera" (figura 8.8). Esta acumulación de sedimentos indica que el desmorte ya había sufrido una importante evolución geomorfológica desde su apertura o construcción.

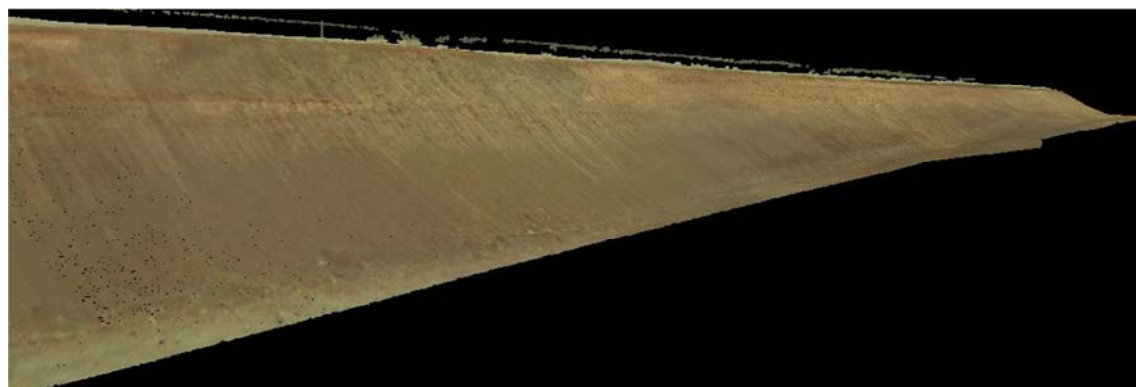


Figura 8.8. Microtopografía del desmorte seleccionado para la ubicación del diseño experimental de Torres de la Alameda. Nótese el talud de derrubios que ya recubre la base del desmorte.

Para que fuese posible la comparación entre las escaneos realizados antes y después de la aplicación de los tratamientos, se referenciaron las nubes de puntos. Para ello fueron utilizados tres puntos de referencia fijos (figura 8.9). Debido a un inadecuado posicionamiento de los puntos de referencia fijos, se generó un error superior a 5 cm, que dificultó la comparación de ambas superficies. Para corregir dicho error se procedió a la identificación manual de puntos idénticos dentro de la superficie escaneada antes y después de los tratamientos. Dicha identificación se realizó en las parcelas de control, donde no se habían producido variaciones. Una vez identificados los puntos se generó un nuevo registro que mejoró los resultados y permitió comparar las parcelas antes y después de los tratamientos (tablas V.2-5, anexo V)

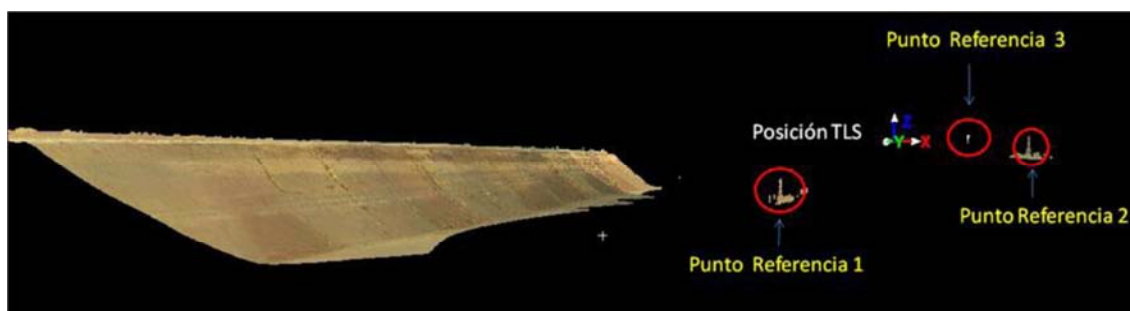


Figura 8.9. Imagen obtenida con el *software Cyclone*, donde se observa la posición de los tres puntos fijos de referencia utilizados. Estos puntos de referencia están muy próximos entre sí y al TLS, y muy alejados (unos 70 metros) del desmonte escaneado, por lo que no están correctamente ubicados para obtener una referenciación satisfactoria.

Los datos obtenidos con el TLS han permitido obtener los siguientes resultados:

- La estimación del error de referenciación espacial.
- La caracterización de las propiedades físicas de cada parcela.
- La estimación de la disposición y del volumen de tierra vegetal.
- La evaluación de los efectos de los tratamientos sobre la rugosidad superficial.

Estimación del error de referenciación espacial

El error de referenciación es la distancia geométrica media entre las posiciones de cualquier punto singular común en los dos escaneos ya referenciados. Para su determinación fueron utilizadas las tres parcelas de control, las cuales no habían sufrido variaciones. Se llevó a cabo una comparación de cada una de las parcelas de control consigo misma en los datos obtenidos antes y después de realizar los tratamientos en el resto de parcelas, tal y como se realiza en la estimación del volumen de tierra vegetal. Este procedimiento generó un gráfico donde venían representados los rangos de valores de rebajamiento o aumento de un escaneo con respecto al otro (en metros) y sus respectivos porcentajes, de cada una de las parcelas de control. Sobre la base de este gráfico se determinó el valor medio en el 100%

de cada una de las parcelas y se calculó el promedio de las tres. A partir de estos datos, mediante el *software* STATISTICA 8.0 también se obtuvo el intervalo de confianza con significancia $\alpha=5\%$. Estos valores de separación de un escaneo con respecto al otro fueron asumidos como error de referenciación espacial. Estos valores son indicativos de la exactitud con la que se realizó la referenciación manual de las nubes de puntos dentro de las parcelas de control escaneadas antes y después de los tratamientos. Ambos escaneos deberían presentar un valor medio de separación de cero, ya que no se había producido variación alguna en su superficie.

Caracterización de las propiedades topográficas de cada parcela a partir de los datos obtenidos con el TLS

Las propiedades topográficas del desmonte se determinaron a partir de una serie de escaneos de alta resolución obtenidos con el TLS. Tal y como se describe en el apartado 3.3.1, a partir de las nubes de puntos de las parcelas estudiadas se obtuvieron los MDEs de las 12 parcelas monitorizadas (figura 8.10). Estos MDEs se utilizaron para obtener las propiedades físicas de cada desmonte (tabla V.1, anexo V).

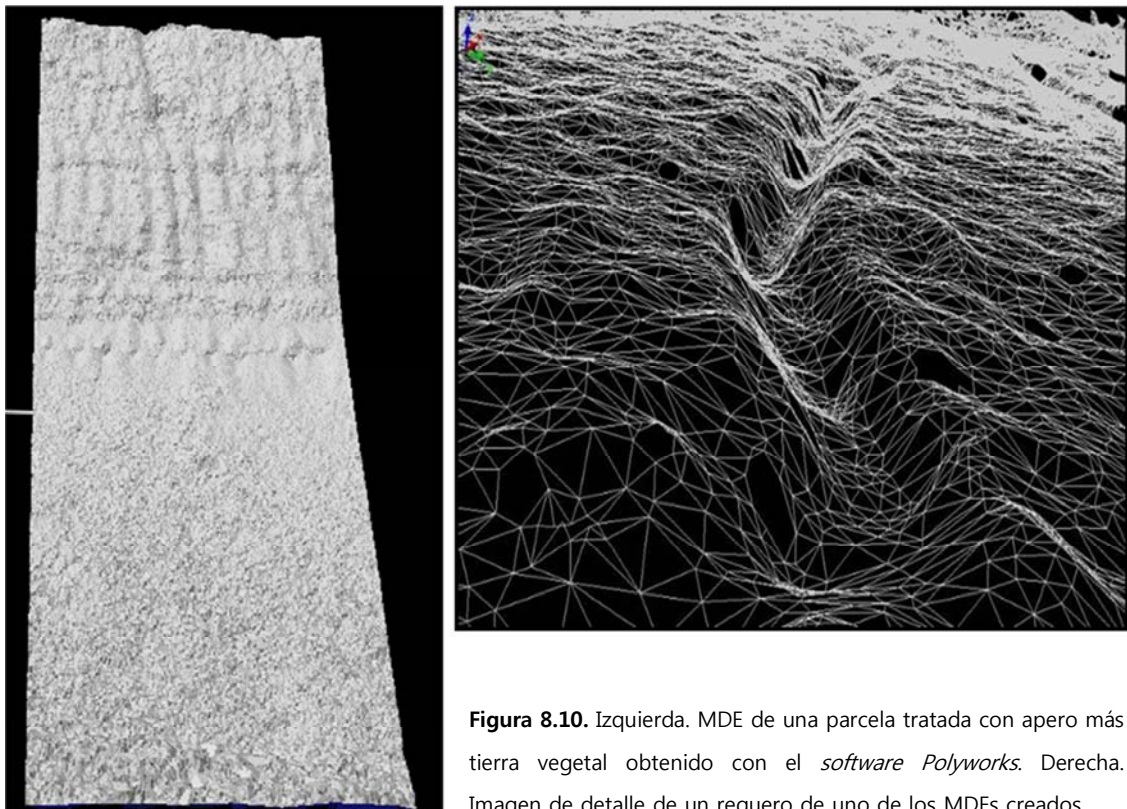


Figura 8.10. Izquierda. MDE de una parcela tratada con aporo más tierra vegetal obtenido con el *software* Polyworks. Derecha. Imagen de detalle de un reguero de uno de los MDEs creados.

Estimación de la disposición y del volumen de la tierra vegetal

Para estimar la disposición y el volumen acumulado de tierra vegetal de cada parcela mediante el análisis de los MDEs creados, se realizaron los siguientes estudios:

1. Trazado de "perfiles de acumulación".

Se trazaron "perfiles de acumulación" en las seis parcelas tratadas con tierra vegetal (figura 8.11). Para ello se realizó un corte longitudinal en el centro de los dos MDEs de cada parcela. Cada MDE es representativo de la superficie del desmante antes y después de la aplicación de la tierra vegetal. Cada perfil se compone de dos líneas representativas de las superficies del desmante antes y después de la aplicación de la tierra vegetal. En las intersecciones entre las dos líneas se puede delimitar la acumulación de tierra vegetal.

2. Delimitación de las zonas de depósito de tierra vegetal.

Dadas las diferencias en cuanto al volumen de tierra vegetal entre las zonas de depósito y las de no depósito dentro de una misma parcela, se optó por realizar su estudio por separado. Ambos sectores fueron delimitados a partir de los resultados obtenidos en los perfiles de acumulación (figura 8.11).

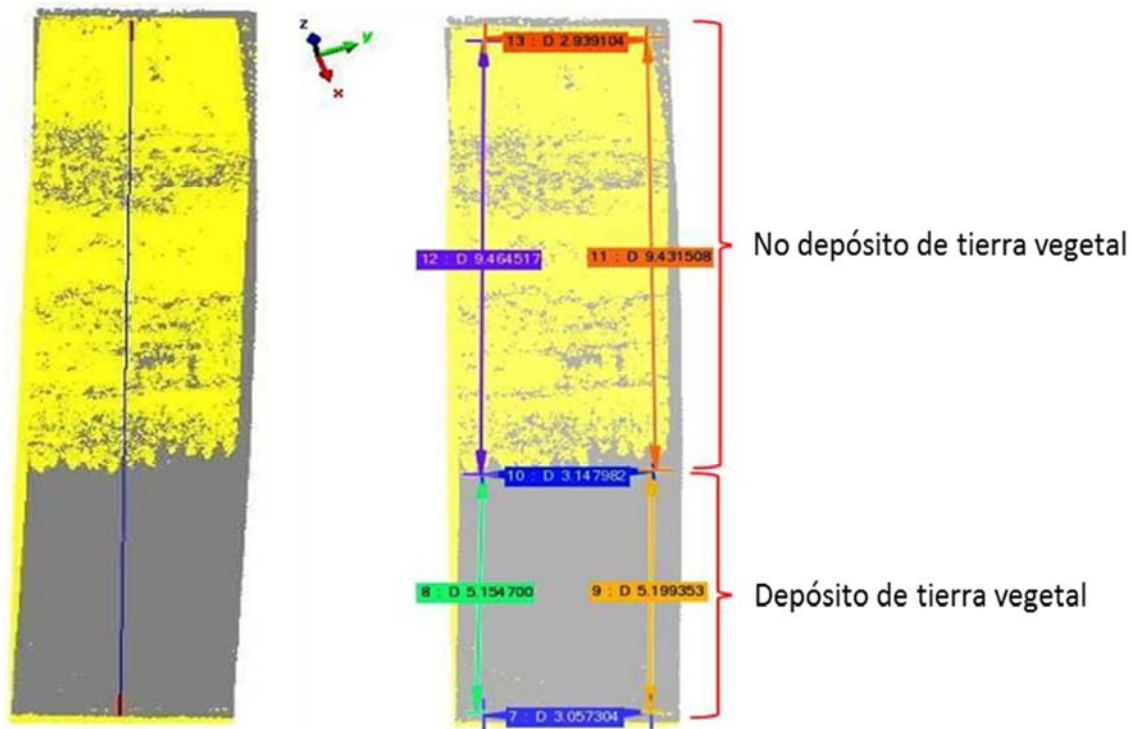


Figura 8.11. Imágenes de los MDEs referenciados y superpuestos de una parcela donde se aplicó la tierra vegetal. En amarillo, se presenta el MDE de la parcela anterior a la aplicación de la tierra vegetal. En gris, se presenta el MDE de la parcela posterior a la aplicación de la tierra vegetal. Izquierda. La línea vertical situada en la parte central de los MDEs muestra el trazado de un "perfil de acumulación". Derecha. Delimitación de la zona de depósito de tierra vegetal frente a la zona de no depósito.

3. Estimación del volumen de la tierra vegetal aplicado.

Los volúmenes de tierra vegetal han sido calculados únicamente en la franja central de cada parcela (15x3 m), lo que representa la tercera parte de la superficie tratada con tierra vegetal. La metodología para estimar el volumen de tierra vegetal aplicada en cada parcela fue similar a la utilizada para estimar las producciones de sedimentos en los desmontes de Toledo y El Molar (apartados 4.4.4.1 y 5.4.4.2). La metodología utilizada en esta ocasión sólo se diferenció de aquella en que, en vez de compararse una superficie simulada con un MDE real, esta vez se compararon dos MDEs reales, referenciados. Más concretamente, se compararon los MDEs creados para cada parcela tratada con tierra vegetal antes y después de su extendido. Esta comparación se realizó de forma separada entre las áreas de depósito y las de no depósito. Con estos datos, se procedió al cálculo de los volúmenes medios de acumulación y pérdida de material. Para ello se determinó el valor medio ponderado, teniendo en cuenta las áreas de acumulación, de no acumulación y el área total de la parcela original, de todo el volumen del sustrato rebajado o de material acumulado.

Evaluación de los efectos de los tratamientos sobre la rugosidad superficial

Con el propósito de estimar las variaciones de la rugosidad tras la aplicación de los diferentes tratamientos se trazaron franjas perpendiculares a la pendiente de 3x0.1 m cada 2 m a lo largo de las parcelas de estudio (figura 8.12). El total de franjas por parcela fue variable, entre 6 y 8, ya que el desmonte no presenta una altura homogénea. Posteriormente, los puntos comprendidos en cada franja fueron utilizados para calcular el índice de rugosidad (tabla V.6, anexo V).

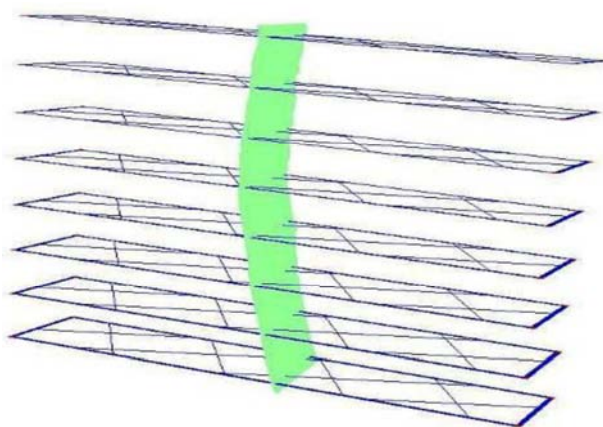


Figura 8.12. Imagen de la distribución de las franjas utilizadas para estimar las variaciones de rugosidad a lo largo de una parcela. En verde, se representa la superficie en 3D de una parcela.

Para el cálculo de la rugosidad, S. De Alba diseñó un *software* específico, *Random Roughness Analyzer 2010* (De Alba, 2010), (figura 8.13). El índice de rugosidad se define como la desviación estándar de los valores de elevación, una vez corregida la elevación originada por la propia pendiente topográfica. Este *software* permite realizar una rotación de la nube de puntos, descartando así el efecto de la pendiente topográfica. Posteriormente se superpone una malla regular de 2x2 cm a la nube de puntos de cada una de las franjas.

Para cada una de las celdas el programa calcula: a) el número total de observaciones; b) el valor mínimo y máximo de las dimensiones XYZ; c) la elevación media dentro de la celda. Finalmente se calcula la desviación estándar de los valores de z para todo el conjunto de celdas, lo cual representa el índice de rugosidad. El análisis de los datos se realizó con el *software* STATISTICA 8.0. La relación entre los valores de rugosidad antes y después de cada uno de los tratamientos se realizó mediante regresiones lineales y regresiones múltiples. Los estadísticos de Kolmogorov-Smirnov y de Shapiro-Wilk fueron utilizados para determinar si la distribución de los datos analizados era normal. Asimismo, el estadístico de Levene se utilizó para comprobar la hipótesis de homogeneidad de varianzas. Por último, el test de Games-Howell fue seleccionado debido a que las varianzas entre los datos a analizar no son homogéneas. Este test se utilizó para determinar diferencias inter-grupales e intra-grupales, y para evaluar las diferencias entre los tratamientos aplicados en función las variaciones de la rugosidad.

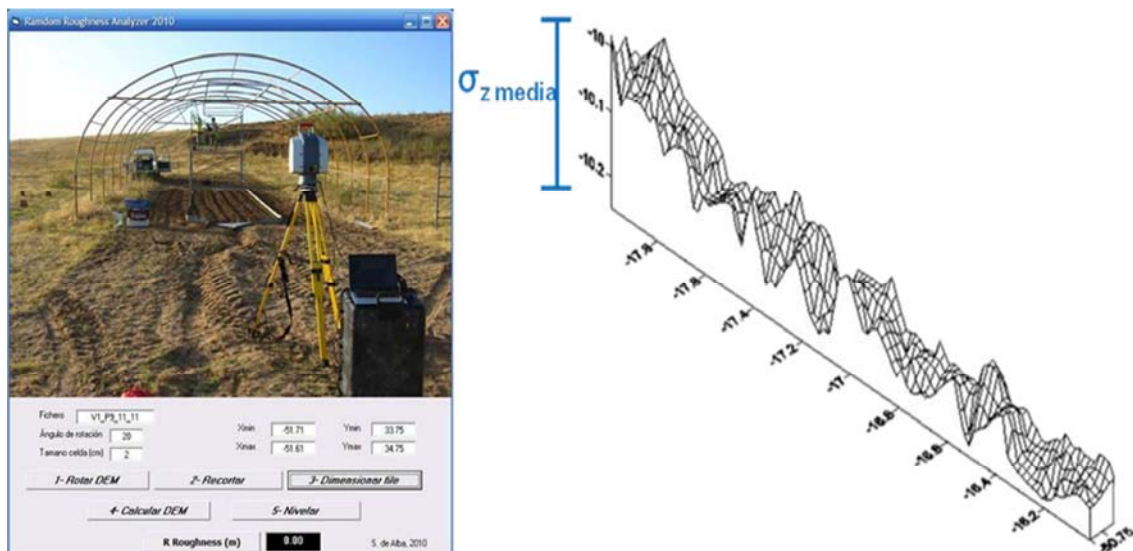


Figura 8.13. Izquierda. Imagen del *software* *Random Roughness Analyzer 2010* (S. De Alba, 2010). Derecha. Representación gráfica de una de las franjas seleccionadas para el cálculo de la rugosidad mediante este *software*.

8.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.5.1. CARACTERIZACIÓN DE LOS PROCESOS DE PÉRDIDA DE SUELO ASOCIADOS A LA GEOMORFOLOGÍA LOCAL

Se han caracterizado diferentes procesos de pérdida de suelo, asociados a distintos procesos geomorfológicos activos, que están influidos por las diferencias litológicas de las dos unidades que forman el desmonte.

La unidad superior 2, formada por sedimentos arenosos cuaternarios presenta procesos de pérdida de suelo por erosión hídrica laminar y en regueros (figuras 8.14 y 8.15). La erosión laminar se genera por circulación superficial difusa del agua, y la erosión en regueros por concentración de la escorrentía.

En la unidad inferior 1, formada por sedimentos arcillosos y limosos terciarios, la combinación de material fino poco consolidado junto con las condiciones meteorológicas de la zona crea unas condiciones muy específicas. Estas condiciones hacen posible la aparición de otros procesos de erosión y transporte de materiales dentro del desmonte, además de los procesos de erosión hídrica laminar y por regueros. A continuación se explican las condiciones meteorológicas específicas y los procesos de pérdida de suelo que se dan en esta unidad, resultado de observaciones en campo de los efectos que se describen.

En conjunto, todos los procesos de pérdida de suelo que hemos encontrado se caracterizan por producirse de manera cíclica, bajo una sucesión de fenómenos meteorológicos. Inicialmente ocurre un evento de precipitación de suficiente entidad como para saturar el suelo y generar escorrentía. Después le sigue un periodo de tiempo suficiente como para que el suelo pierda la humedad y se seque por completo. Con la caída de nuevas precipitaciones necesarias para saturar el suelo comenzaría otro ciclo. A continuación se muestra la secuencia que siguen los procesos de pérdida de suelo dentro de este ciclo, con una descripción breve de cada uno:

1. Movimientos en masa húmedos, coladas de barro o mudflow

Forman parte de los denominados movimientos de ladera, y se deben a movimientos gravitacionales de masas de suelo. Se trata de flujos de sedimentos finos y arenosos, donde el material está disgregado y se comporta como un fluido, siendo el agua el principal agente que desencadena el movimiento. En este desmonte, este proceso afecta a los suelos arcillosos. Aunque las coladas de barro "típicas" se describen para laderas "naturales" (por

ejemplo grandes movimientos en laderas de zonas de montaña), y se caracterizan por mover varias toneladas de suelo y provocar grandes daños humanos y económicos, los que encontramos en este desmonte son de una escala mucho menor, ya que tienen una anchura que no supera los 20 cm (figura 8.14). Para este caso concreto, estos procesos ocurren antes de que el suelo se sature por completo, por lo que son el primer proceso de pérdida de suelo que aparece en esta unidad. Debido a que la unidad superior ya tiene una red de regueros desarrollada, la organización de la escorrentía en surcos es mucho más rápida que en la unidad inferior, que no tiene surcos formados. Cuando la escorrentía fluye desde la unidad superior a la inferior, tiene una carga suficiente como para mover el material de la unidad inferior, generando una pequeña colada de barro (figura 8.14.A). Esta "micro" colada de barro puede llegar hasta el pie del talud, formando depósitos sedimentarios (figura 8.14.B). Si la lluvia caída es suficiente, las coladas de barro son sucedidas por procesos de erosión hídrica laminar y en regueros (figura 8.14.C).

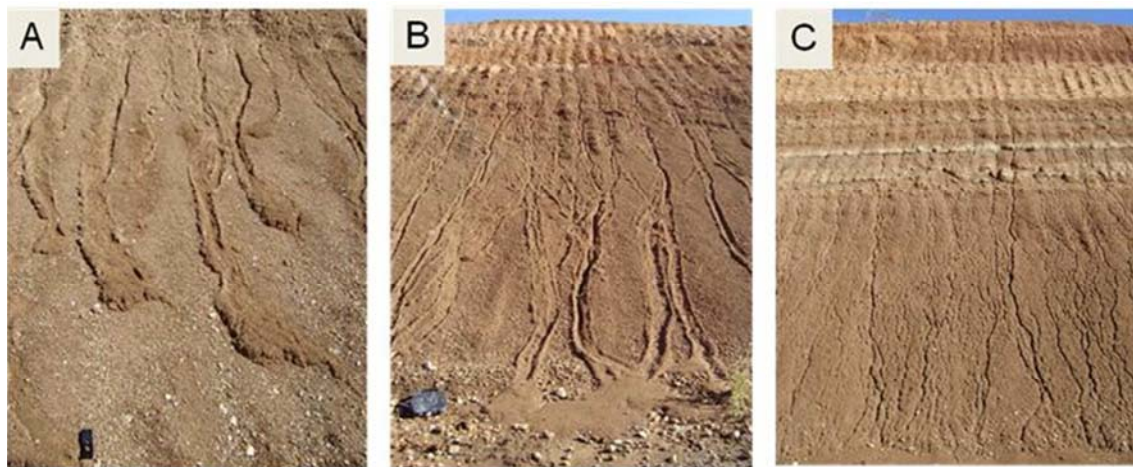


Figura 8.14. Imágenes de los procesos de erosión y transporte de suelos que se desarrollan en el desmonte objeto de estudio para el ciclo meteorológico descrito (sucesión de un evento de precipitación y de un periodo seco). A. Fotografía de pequeñas lenguas de coladas de barro que no han llegado al pie del talud. B. Fotografía de pequeñas coladas de barro que llegan al pie del talud. C. Fotografía del talud cuando los procesos de formación de regueros han sucedido a los movimientos en masa. Para A y B, nótese la presencia de pequeños diques naturales (*levees*), típicos de movimientos de tipo flujo.

2. Erosión hídrica por erosión laminar y en regueros incipientes

Estos dos procesos de erosión se forman en cualquier material que no tenga capacidad suficiente para retener en el sustrato la lluvia que cae en la superficie (figura 8.15). Este proceso ocurre dentro del primer estadio del ciclo meteorológico descrito. Puede desarrollarse sin que se hayan generado antes movimientos en masa. Al tratarse de regueros que ven eliminada su morfología después de que el ciclo se complete, en estos desmontes estas morfologías sólo toman apariencia incipiente. En la figura 8.15 se puede comparar la morfología que tienen los regueros incipientes de este desmonte, con la de

regueros establecidos que forman una red de drenaje bien desarrollada en un desmonte del diseño experimental de Barajas, que forma parte de esta tesis doctoral (apartado 6).

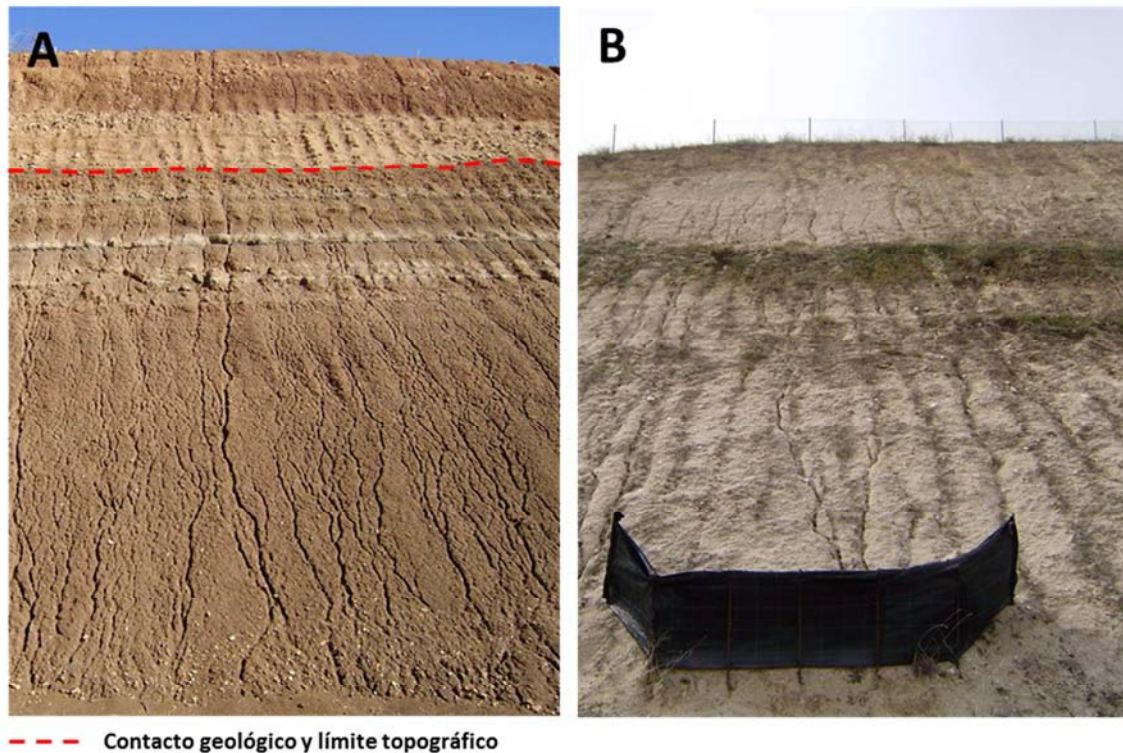


Figura 8.15. Comparación entre los regueros desarrollados en los desmontes estudiados en este diseño experimental, situados en Torres de la Alameda (A) , y los desarrollados en el diseño experimental realizado en Barajas (B) (ver apartado 5 de esta tesis doctoral). En A, la línea discontinua roja indica un cambio litológico entre arenas de edad cuaternaria (sobre la línea) y limos y arcillas de edad terciaria (bajo la línea). En esta figura se aprecia una red de regueros poco desarrollada por encima del contacto litológico, y una red de regueros incipientes por debajo del contacto litológico. En B, se aprecia una red de regueros bien desarrollada en todo el desmonte.

3. Procesos de meteorización y de erosión en seco

Estos procesos tienen lugar en el segundo periodo del ciclo meteorológico. Este periodo se caracteriza por no presentar precipitaciones. Se han observado dos procesos muy diferentes. El primero se forma como consecuencia de la aparición de pequeñas fracturas en la superficie del desmonte, formando lo que se denomina grietas de desecación o *mudcracks*. Como consecuencia de la alta pendiente y de las fracturas superficiales, se forman pequeños agregados que caen por efecto de la gravedad al pie del talud. Estos agregados incluso pueden llegar a rellenar regueros, tal y como se observa en la imagen A de la figura 8.16. El segundo proceso observado consiste en movimientos gravitacionales en seco. Están formados por gran cantidad de micro-agregados de material fino, que se desprenden de

forma masiva generando movimientos en masa. En la imagen B de la figura 8.16, se puede apreciar como este proceso cubre parte de un extendido de tierra vegetal.

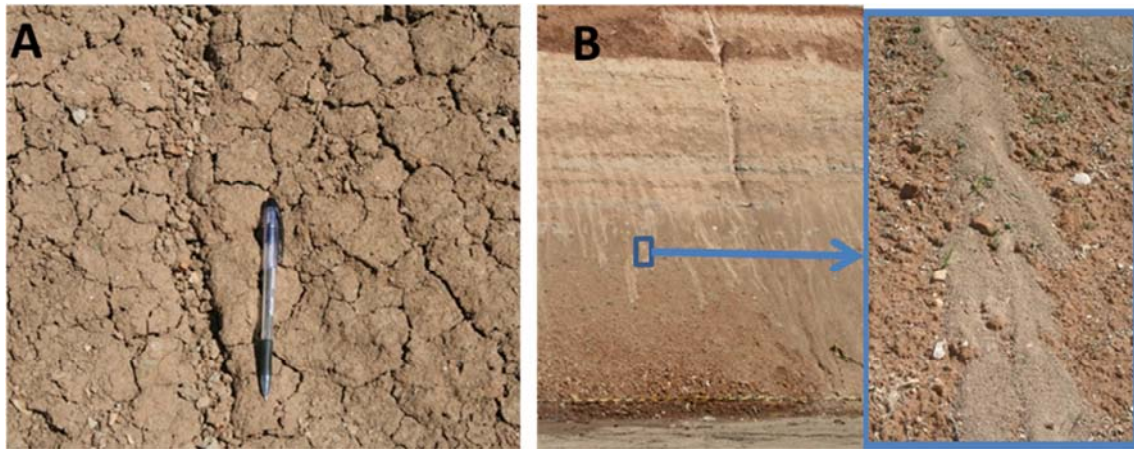


Figura 8.16. Imágenes de las microformas que denotan procesos de erosión y transporte de materiales que se desarrollan en este desmonte, en el periodo seco del ciclo meteorológico descrito para esta zona. "A" es una imagen de una parte del desmonte cubierto por grietas de desecación. Se aprecia que hay un micro-reguero relleno de agregados caídos. En "B" se observa la presencia de movimientos gravitacionales en seco. Un detalle de la imagen "B" muestra como una lengua de los materiales movilizados en seco cubre parte de la tierra vegetal.

Cuando llegamos al final del periodo seco, se obtiene una superficie de desmonte diferente a la que habían configurado los procesos de pérdida de suelo en húmedo. La intensa actividad de los procesos de erosión y transporte de suelos debidos a la desecación, borra los regueros incipientes que habían quedado en el periodo húmedo. Esto se traduce en que en la unidad inferior no se vayan a formar redes de regueros definidas. Por tanto, en esta unidad tiene lugar un proceso de degradación del sustrato de alta intensidad, que va 'refrescando' su superficie expuesta cada vez que se cierra un ciclo.

8.5.2. ESTIMACIÓN DEL ERROR DE REFERENCIACIÓN ESPACIAL

Como resultado del error provocado por el proceso de referenciación espacial entre los escaneos de las tres parcelas de control se ha obtenido un valor medio ponderado de 9 mm. El valor mínimo fue de 0 mm y el máximo de 50 mm. El intervalo de confianza fue de 0 a 25 mm (figura 8.17), lo que significa que el 95% de los valores de error se encontraron por debajo de los 25 mm. Los valores superiores a 25 mm pueden haberse debido a errores puntuales. No obstante, su baja representatividad hace que su influencia sobre los resultados finales sea prácticamente despreciable.

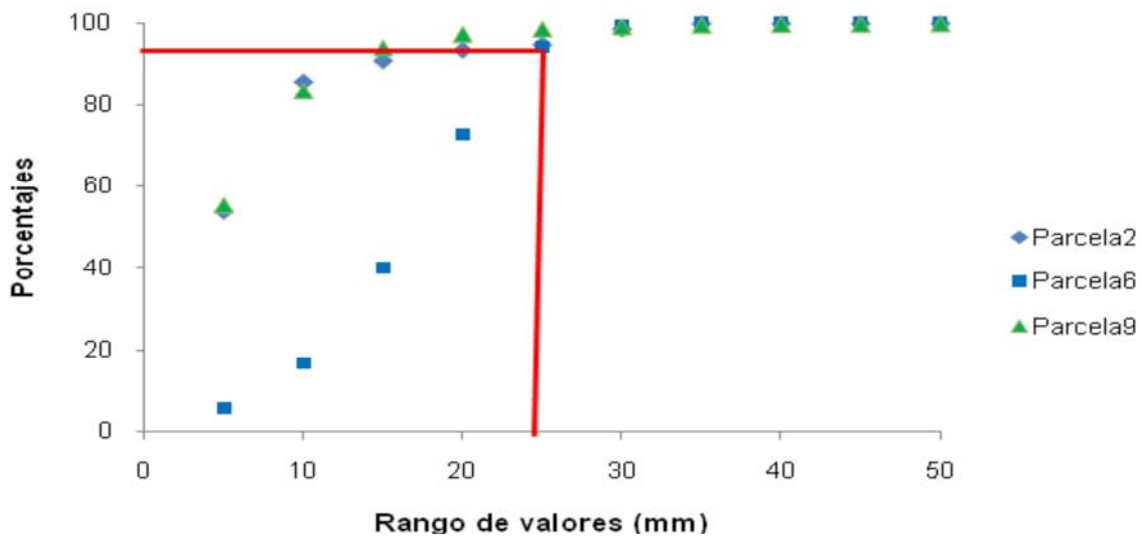


Figura 8.17. Representación gráfica de los errores de referenciación espacial calculados en las parcelas de control. El 95% de los valores están por debajo de los 25 mm.

Las posibles fuentes de error podrían ser:

- 1) La distancia entre los puntos de referencia utilizados y el desmonte.
- 2) El posicionamiento de los puntos de referencia.

La distancia de separación entre los puntos de referencia y el desmonte afecta de forma significativa a los resultados obtenidos por el TLS, tal y como se pudo comprobar en un experimento realizado por Barroso *et al.* (2010) sobre la toma de datos con el TLS y su influencia en la modelización de taludes. Por otro lado, los puntos de referencia no permanecieron fijos en campo, sino que fueron posicionados por separado para cada uno de los dos escaneos del desmonte, uno previo y otro posterior a la aplicación de los tratamientos.

8.5.3. DETERMINACIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS TOPOGRÁFICAS DEL DESMONTE. INFLUENCIA EN LA ESTABILIDAD SUPERFICIAL

La tabla 8.3 recoge la caracterización topográfica de cada litología y de cada parcela monitorizada.

Tabla 8.3. Características topográficas de cada parcela y de las unidades litológicas superior (sustrato arenoso del Cuaternario), e inferior (sustrato lutítico del Terciario). Para estimar las áreas se ha tomado una anchura de 3 metros para cada parcela. C-T = diferencia entre el ángulo de la pendiente de la unidad superior o materiales arenosos con la unidad inferior o materiales lutíticos.

Parcela	Longitud de Ladera (m)			Área total (m ²)			Pendiente media (°)			
	Total	Arenas	Lutitas	Total	Arenas	Lutitas	Total	Arenas	Lutitas	C-T
P1	15.81	4.00	11.90	47.42	11.99	35.71	42.03	52.21	38.30	13.91
P2	15.50	4.01	11.52	46.50	12.03	34.55	41.12	46.53	39.15	7.38
P3	15.38	4.26	11.18	46.15	12.78	33.53	41.85	49.51	38.73	10.79
P4	14.99	4.15	10.92	44.96	12.45	32.76	42.71	52.21	38.79	13.42
P5	14.78	4.64	10.22	44.35	13.91	30.67	42.62	51.04	38.49	12.55
P6	14.32	4.36	10.04	42.97	13.09	30.11	42.30	51.20	38.09	13.11
P7	13.65	4.40	9.31	40.96	13.21	27.94	41.58	49.43	37.58	11.85
P8	13.26	4.69	8.64	39.78	14.07	25.93	39.18	47.06	34.58	12.48
P9	12.84	4.64	8.29	38.52	13.92	24.87	39.21	48.06	33.83	14.23
P10	12.86	4.47	8.46	38.57	13.40	25.38	39.21	47.29	34.61	12.68
P11	13.09	4.87	8.25	39.27	14.61	24.74	38.70	43.37	35.81	7.56
P12	12.21	4.38	7.87	36.63	13.13	23.60	39.62	44.87	36.54	8.33
Media	14.06	4.41	9.72	42.17	13.22	29.15	40.85	48.56	37.04	11.52

A continuación se realiza un análisis de las características topográficas de las parcelas monitorizadas:

- Longitud de Ladera (LL): la LL media de las parcelas es de 14.06 m. Estos valores medios van disminuyendo progresivamente, de 15.81 a 12.21 m según se avanza a lo largo del desmonte desde la Parcela 1 hasta la 12. Mientras que la longitud expuesta de la parte del talud desarrollado sobre sustrato arenoso (Cuaternario) apenas aumentan según avanzamos de la Parcela 1 hasta la 12, los sustratos lutíticos (Terciarios) pierden longitud de una forma considerable.
- Área: el área media de las parcelas es de 42.17 m². Según se avanza a lo largo del desmonte desde la Parcela 1 hasta la 12, la variación de la longitud del desmonte provoca que, por un lado el área de las parcelas vaya disminuyendo, y por otro lado, que el área ocupada por los sedimentos arenosos Cuaternarios tengan cada vez más peso en el área total de las parcelas (figura 8.18).

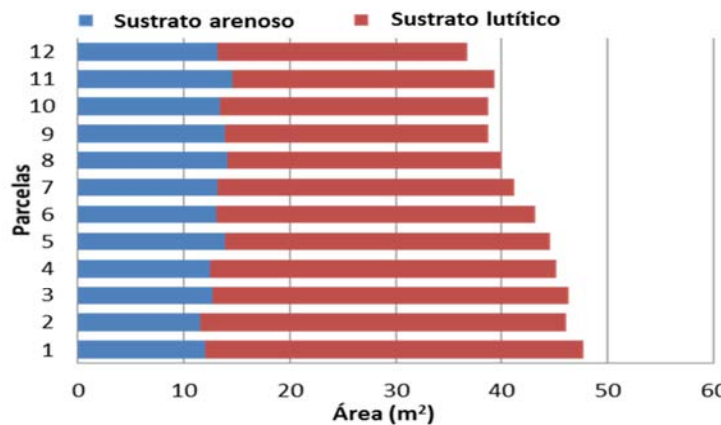


Figura 8.18. Área que ocupa la litología de cada parcela monitorizada. Se puede observar como el área total y el área ocupada por los sedimentos lutíticos se va reduciendo desde la parcela 1 hasta la 12.

- Pendiente: la pendiente media de las parcelas es de 40.8° . La diferencia media entre la pendiente de los sustratos arenosos y lutíticos es de 11.5° , es decir, más de un 25% del valor de la pendiente media de cada parcela (figura 8.19). Estos datos son similares si analizamos las parcelas una por una. Por tanto, la pendiente media de cada parcela no es representativa del comportamiento en conjunto de la misma, ya que está dividida en dos unidades con pendientes medias distintas. La pendiente media de los sustratos arenosos es alta, de 48.56° ; mientras que la de los sustratos lutíticos es más baja, de 37.0° , valor no muy lejano al ángulo de un talud del tipo 3:2, que es de 33.7° .

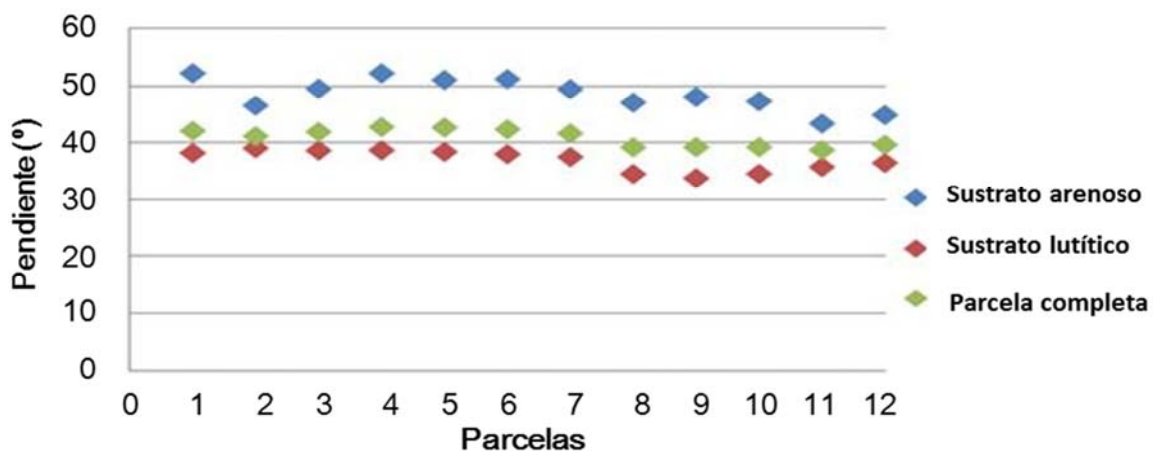


Figura 8.19. Pendiente media de cada parcela y de cada una de las unidades litológicas que las forman.

Dentro de las características topográficas de este desmonte, el factor más limitante, que favorece en gran medida las pérdidas de suelo y dificulta las tareas realizadas en este diseño para mejorar su restauración, es la excesiva pendiente. Debido a la elevada pendiente que presenta el desmonte en general, y más concretamente en la parte superior ocupada por los sedimentos arenosos, la mayor parte de la tierra vegetal extendida en las parcelas se acumuló al pie del desmonte.

8.5.4. DISTRIBUCIÓN Y VOLUMEN DE LA TIERRA VEGETAL APLICADA EN EL DESMONTE

1. Distribución de la tierra vegetal aplicada en el desmonte

En la figura 8.20 se muestran los “perfiles de acumulación” de las parcelas que han sido tratadas sólo con tierra vegetal.

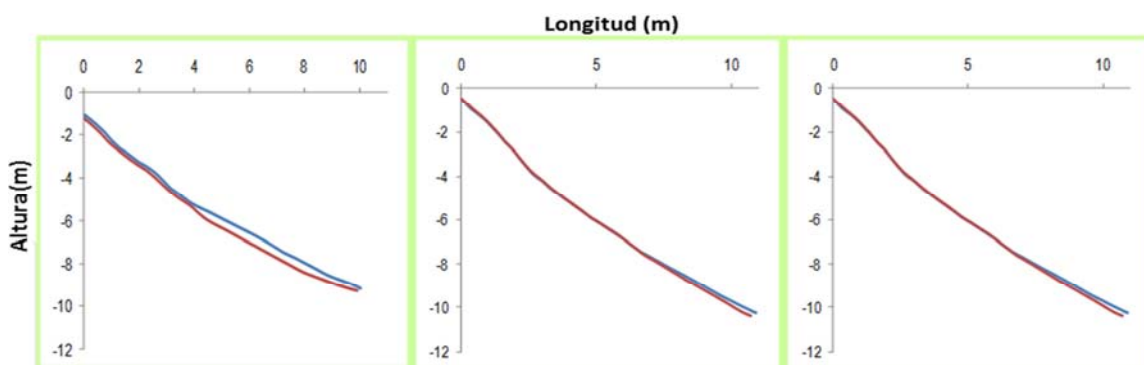


Figura 8.20. “Perfiles de acumulación” de las tres parcelas tratadas únicamente con tierra vegetal (parcelas 4, 7 y 10, de izquierda a derecha). La línea roja y azul representan, respectivamente, los perfiles de la parcela antes y después del tratamiento.

En la figura 8.21 se muestran los “perfiles de acumulación” de las parcelas que han sido tratadas con apero más tierra vegetal.

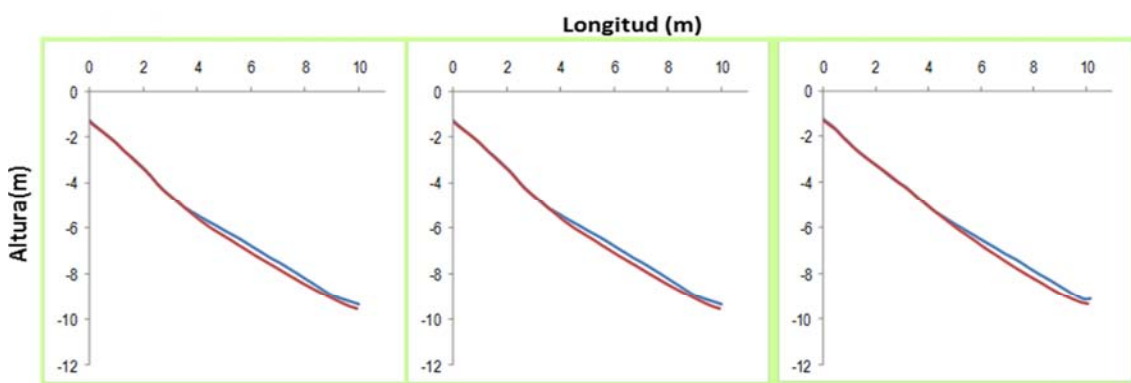


Figura 8.21. “Perfiles de acumulación” de las tres parcelas tratadas con apero y posterior extendido de tierra vegetal (parcelas 1, 8 y 11, de izquierda a derecha). Las líneas roja y azul representan, respectivamente, los perfiles de la parcela antes y después del tratamiento.

Cuando las dos líneas representadas en los perfiles de las figuras 8.20 y 8.21 se separan, comienza el depósito de tierra vegetal. En ambos tratamientos se observa una acumulación de tierra vegetal en las zonas inferiores del desmonte. Esto se debe a la elevada pendiente del desmonte en general, pero sobre todo a la alta pendiente de la zona superior, formada por materiales arenosos de edad cuaternaria. Según la bibliografía consultada, la tierra vegetal normalmente no es estable en pendientes por encima de 27° (Jacobs *et al.*, 1967;

Blaser & Woodruff, 1968; Smith, 1973). Según estas referencias, el desmonte monitorizado, con una pendiente media de 40.85° , presenta una pendiente 13.85° superior a la pendiente máxima recomendada para que la tierra vegetal se mantenga estable una vez extendida. Aunque esta pendiente "máxima" para estabilizar el extendido de tierra vegetal varía en función de distintas variables, como variaciones en la litología o en la rugosidad superficial del suelo, el caso es que sirve como referencia aproximada.

No obstante, existe una diferencia entre ambos tratamientos en cuanto a la altura de la acumulación de la tierra vegetal, ya que en las parcelas tratadas con apero y posterior extendido de tierra vegetal, la altura media que alcanzaron los depósitos es superior con respecto a la altura media de las parcelas tratadas únicamente con tierra vegetal (tabla 8.4). La retención de la tierra vegetal en zonas más altas de las parcelas tratadas con apero puede deberse a la microrrugosidad superficial generada por el apero.

Tabla 8.4. Longitud media que alcanza la tierra vegetal (Longitud TV) en el desmonte para cada parcela tratada con tierra vegetal (TV) o con apero más tierra vegetal (ATV).

Parcela	1	4	7	8	10	11	Media	Media
Tratamiento	ATV	TV	TV	ATV	TV	ATV	TV	ATV
Longitud TV	6.18	5.27	4.76	6.85	6.64	7.45	5.56	6.83

La bibliografía pone de manifiesto que conseguir una mayor retención de tierra vegetal supone una clara mejora en las propiedades físicas y químicas del suelo (Cotts *et al.*, 1991; Harwood *et al.*, 1999; Balaguer *et al.*, 2002). Así pues, que el empleo del apero mejore la retención de la tierra vegetal en el suelo podría tener implicaciones en la restauración ecológica de taludes de infraestructuras lineales, ya que la pérdida de tierra vegetal y su acumulación en zonas más bajas del desmonte es un hecho común y supone un grave problema en el proceso de restauración. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Claassen & Hogan (2002), Hogan (2003), Grismer & Hogan (2004) y Caltrans (2010), donde se recomienda la aplicación de tratamientos con operaciones mecánicas que descompacten y aumenten la rugosidad del suelo, previa aplicación de otros tratamientos que mejoren las condiciones edáficas, como es el caso de la tierra vegetal.

2. Estimación de los volúmenes acumulados de tierra vegetal

A continuación se presentan los volúmenes de tierra vegetal retenidos tras su extendido, estimados a partir de los MDEs de cada una de las seis parcelas. En la figura 8.22 se comparan dos MDEs obtenidos de los escaneos del desmonte antes y después de la aplicación de la tierra vegetal. En la comparación entre ambos MDEs, los resultados obtenidos de pérdida o acumulación de material se agruparon en clases de variación, tal y como se puede ver en el gráfico circular de la figura 8.22.

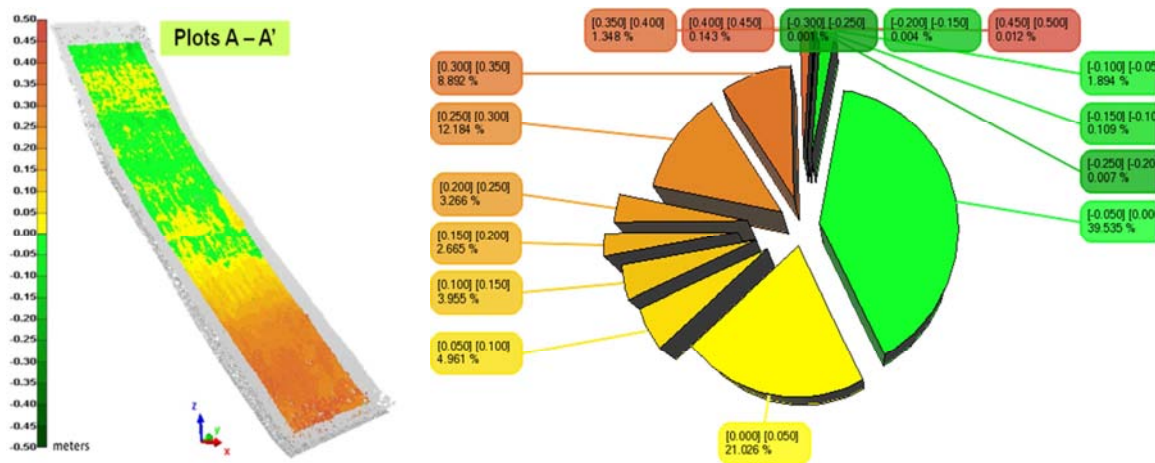


Figura 8.22. Izquierda. Imagen de un desmonte donde se ha aplicado tierra vegetal. Se pueden identificar las zonas donde ha habido acumulación (amarillo-rojo) y las zonas donde ha habido pérdida de material (verde). Derecha. El gráfico circular representa los rangos de valores de rebajamiento o de acumulación en la superficie tratada con tierra vegetal frente a la original (en metros), y sus respectivos porcentajes.

Los volúmenes de tierra vegetal han sido calculados únicamente en la franja central de la parcela (15x3 m), lo que representa la tercera parte del total de la superficie tratada. Dado que el volumen aplicado por parcela fue de aproximadamente 12 m³, el volumen esperado en cada franja central sería de 4 m³. Asimismo, el volumen total aplicado en las franjas centrales de las 6 parcelas tratadas con tierra vegetal estaría en torno a los 24 m³.

Se obtuvo un volumen medio de tierra vegetal por franja central de 3.9 m³ y un total de 23.7 m³ (figura 8.23). Los valores obtenidos se aproximaron significativamente a los esperados. Las mayores diferencias encontradas podrían deberse al hecho de que la tierra vegetal no fue extendida de forma totalmente uniforme a lo largo y ancho de la parcela. No obstante, su alta aproximación a los valores medios esperados pone de manifiesto que el TLS es una herramienta muy útil para la monitorización de los cambios sufridos en el nivel de la superficie del talud.

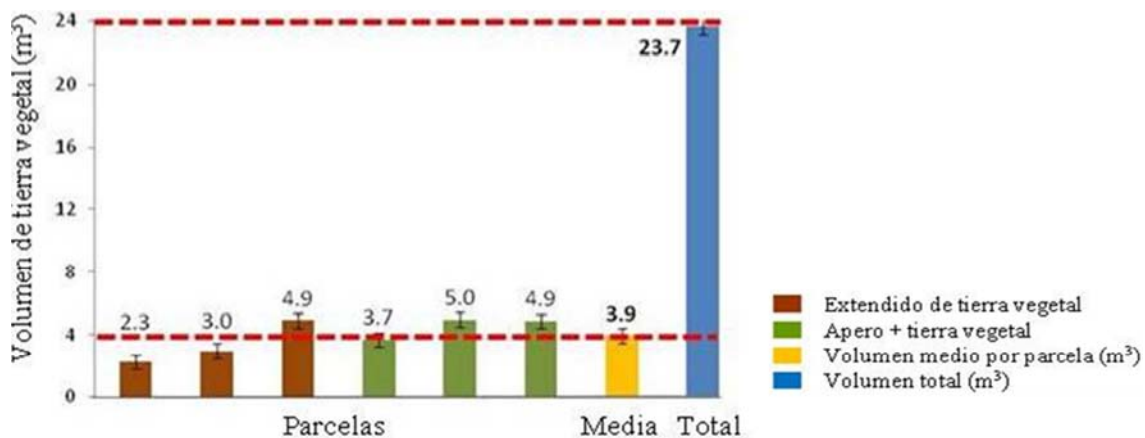


Figura 8.23. Volúmenes de tierra vegetal estimados a partir de una franja central de 3 x 15 metros de cada una de las parcelas tratadas con tierra vegetal y con apero más tierra vegetal.

8.5.5. ANÁLISIS DE LA RUGOSIDAD

Todos los tratamientos aplicados produjeron un incremento medio de la rugosidad, mientras que, como era esperado, la rugosidad en aquellas parcelas no tratadas permaneció inalterada (figura 8.24). Como ya se ha venido indicando en varios apartados de esta tesis, el aumento de la rugosidad produce un aumento de la infiltración, y una reducción de la escorrentía y de la erosión, efectos todos ellos beneficiosos para la restauración ecológica del talud (Wright *et al.*, 1978; Hogan, 2009; Caltrans, 2011_a).

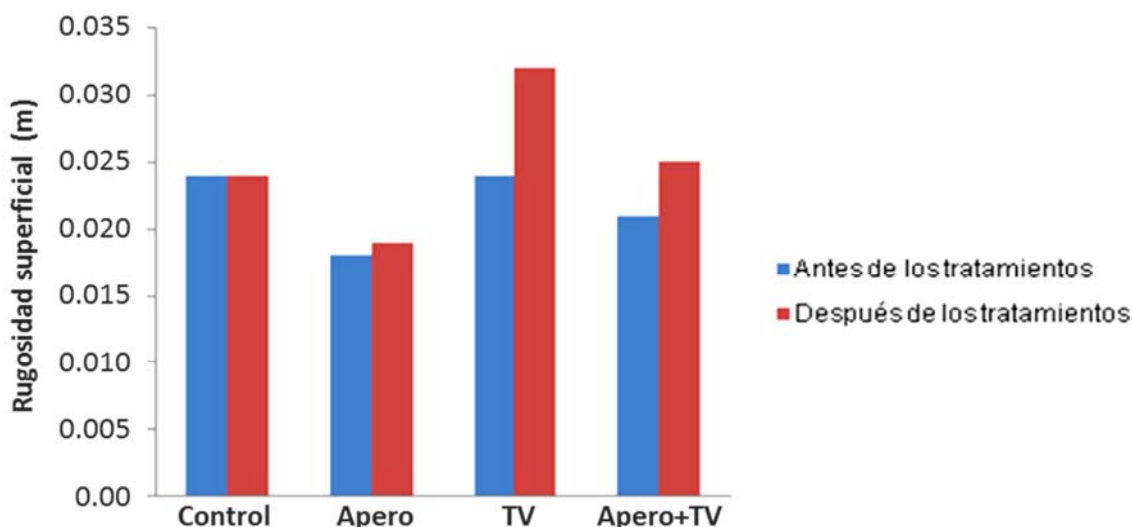


Figura 8.24. Representación gráfica que muestra los valores medios de rugosidad antes (azul) y después (rojo) de los tratamientos de cada una de las parcelas (tres parcelas por tratamiento).

Se obtuvo una alta variabilidad entre los valores de rugosidad de las parcelas tratadas con tierra vegetal. Esto hecho puede observarse a partir de los errores típicos representados en la figura 8.25 y podría deberse a las diferencias en la distribución de la tierra vegetal.

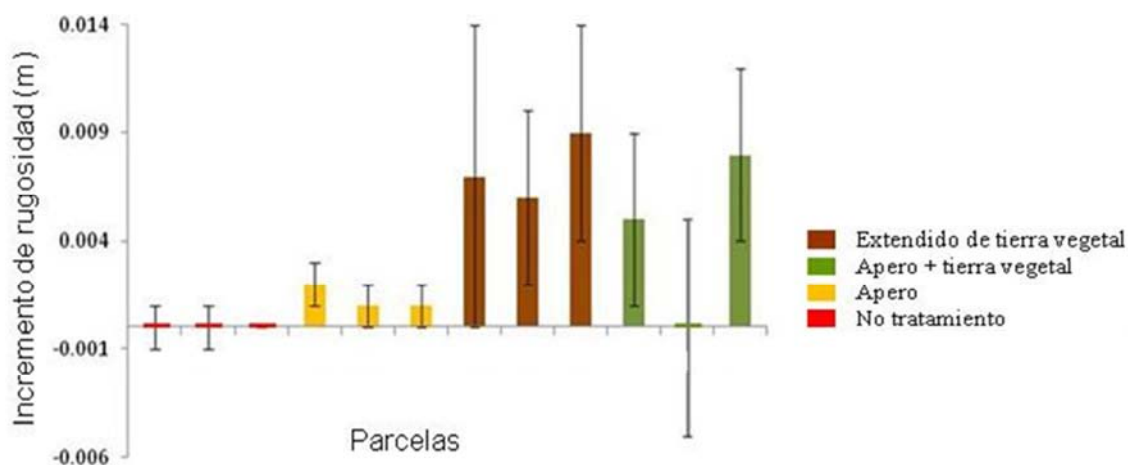


Figura 8.25. Representación gráfica que muestra el incremento medio de rugosidad y el error típico de cada una de las parcelas.

A continuación se presentan los análisis de los valores de rugosidad entre los primeros y segundos escaneos de los tratamientos aplicados, y la comparación entre las rugosidades obtenidas de cada tratamiento.

1. Tratamiento de control "C"

En las parcelas de control, la ecuación que relaciona los valores de la rugosidad entre el primer y el segundo escaneo presenta un $R^2 > 0.963$ ($R^2 = 0.963$, $F = 467.05$; $p < 0.001$; $n = 20$). El modelo de regresión con un coeficiente $b = 0.98$ no presenta diferencias significativas con respecto a la recta $y = x$ de coeficiente $b = 1$. La regresión entre los valores de rugosidad inicial y el incremento de rugosidad no dio lugar a una pendiente distinta de $b = 0$ ($p < 0.33$) lo que indica que la rugosidad final no ha variado significativamente respecto a la rugosidad inicial (figura 8.26). Estos datos denotan que no ha habido un cambio significativo de la rugosidad en las parcelas de control, lo que de algún modo valida la metodología seguida para el cálculo de los índices de rugosidad en las parcelas con tratamiento.

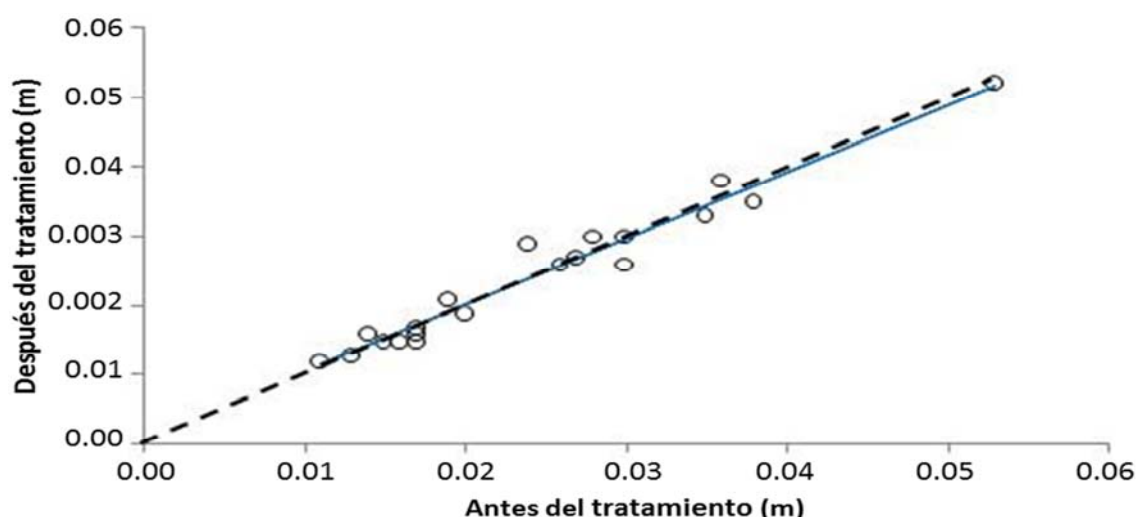


Figura 8.26. Representación gráfica que relaciona los valores de rugosidad (m) entre el primer y el segundo escaneo (antes y después de la aplicación de los tratamientos en las parcelas contiguas). La línea discontinua representa la recta ($y=x$) mientras que la de color azul simboliza la recta de la regresión lineal.

2. Tratamiento con apero "A"

En las parcelas tratadas con apero, la ecuación que relaciona los valores de la rugosidad entre el primer y el segundo escaneo presenta un $R^2 > 0.78$ ($R^2 = 0.783$, $F = 64.893$; $p < 0.001$; $n = 20$). La gráfica de la figura 8.27 muestra que los valores iniciales de rugosidad, que son más bajos, tienden a aumentar tras el tratamiento. Esto parece deberse al efecto de la descompactación de la superficie del suelo producida por el apero. Sin embargo, es importante destacar la tendencia observada en la regresión lineal de la figura 8.27, en la que la aplicación del apero tendería a disminuir los valores de rugosidad en aquellas franjas

con valores iniciales más elevados, lo que reduciría los valores extremos de rugosidad, dando lugar a una mayor homogeneidad dentro del desmonte. A pesar de la tendencia observada, el análisis estadístico no permite establecer diferencias significativas ($p=0.22$) entre la recta de regresión de las rugosidades inicial y final (figura 8.27) y la recta $y=x$ ($b=1$). Sin embargo, las diferencias si son próximas a la significación estadística si se comparan los valores medios de rugosidad inicial y final, 0.018 y 0.019 respectivamente (T-test=-1.966, $p=0.0641$, $n=20$).

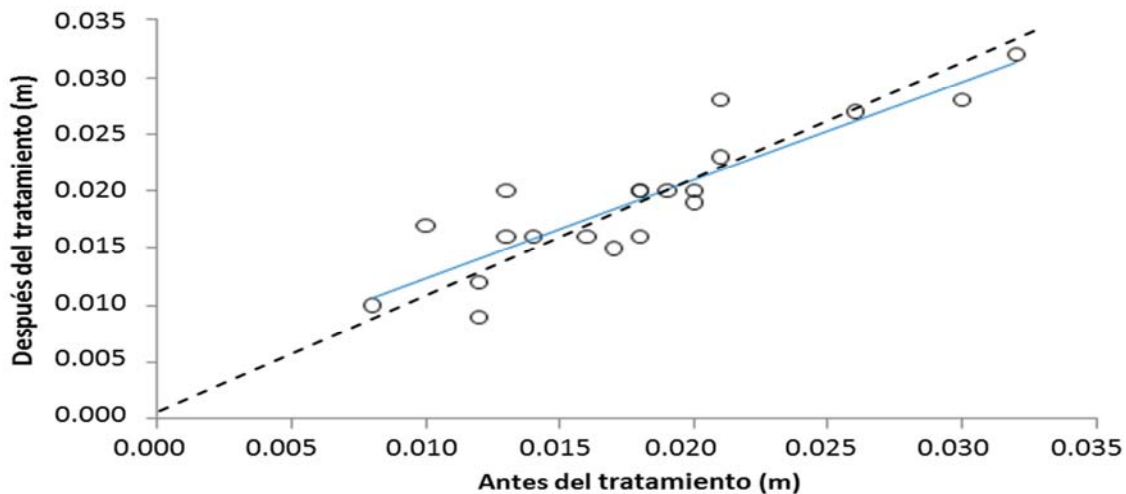


Figura 8.27. Relación entre los valores de rugosidad (m) anteriores y posteriores al tratamiento de acabado con apero. La línea discontinua representa la recta ($y=x$) mientras que la de color azul representa la recta de la regresión lineal.

3. Tratamiento con tierra vegetal "TV"

En las parcelas tratadas con tierra vegetal, la ecuación (figura 8.28) que relaciona los valores de la rugosidad entre el primer y el segundo escaneo presenta un $R^2 < 0.02$ ($R^2=0.016$; $F=0.259$; $p=0.618$; $n=18$); lo que indica que no existe significación estadística en la regresión entre ambos factores. Por otro lado, la figura 8.29 muestra que la recta de regresión entre la rugosidad inicial y los incrementos de rugosidad presenta una relación inversa con un $R^2=0.45$ ($F(1,16)=13.139$; $p<0.001$; $n=18$). Así pues, ha habido un cambio significativo de la rugosidad en las parcelas con tratamiento con tierra vegetal. No obstante, es importante destacar la evidente diferenciación entre los valores de rugosidad de las franjas ubicadas en las zonas de depósito de tierra vegetal de aquellos derivados de las zonas de no depósito (figura 8.28).

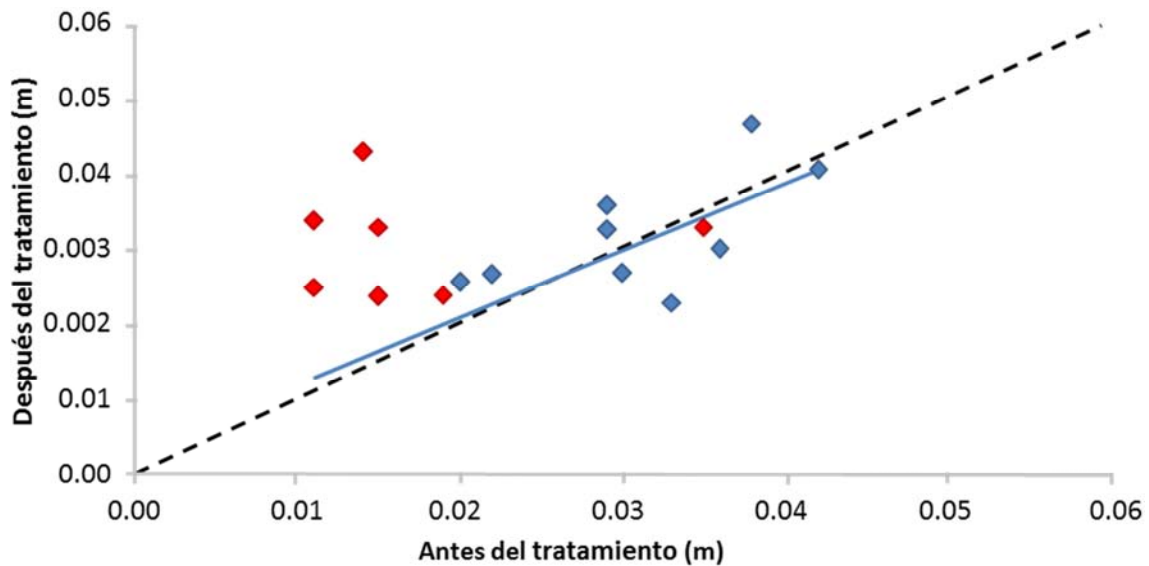


Figura 8.28. Diferenciación entre los valores de rugosidad (m) en la zona de depósito de tierra vegetal, representados en color rojo, y los de la zona de no depósito, en color azul. La línea discontinua simboliza la recta ($y=x$), mientras que la azul representa la línea de la regresión lineal de la rugosidad en la zona de no depósito.

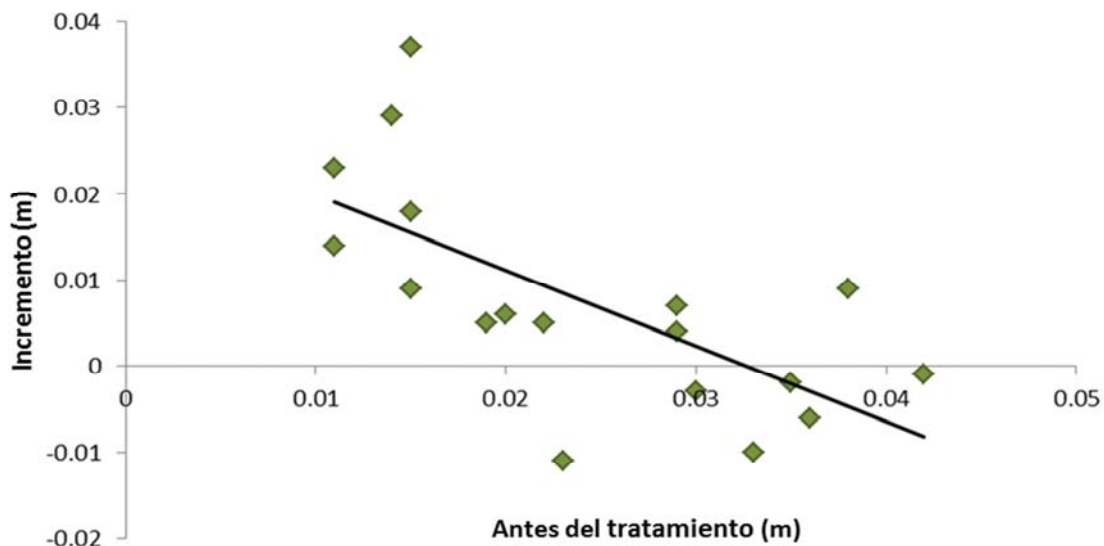


Figura 8.29. Relación entre la rugosidad antes de la aplicación del tratamiento con los incrementos de rugosidad de las parcelas tratadas con tierra vegetal. Ambos factores se relacionan por la ecuación lineal $y=-0.8768x+0.0287$, con un $R^2=0.45$.

En las zonas de depósito, tras el extendido de tierra vegetal, la rugosidad aumenta considerablemente. Sin embargo, en las zonas de no depósito (parte superior de la parcela), la ecuación (figura 8.30) que relaciona los valores de la rugosidad entre el primer y el segundo escaneo presenta un $R^2=0.45$ ($F=6.64$; $p<0.05$; $n=10$) (figura 8.30). Esta recta de regresión presenta un coeficiente $b=0.92$ y no muestra diferencias significativas con la recta de regresión $y=x$ ($b=1$), lo que indica la inexistencia de cambios en la rugosidad tras la aplicación del tratamiento.

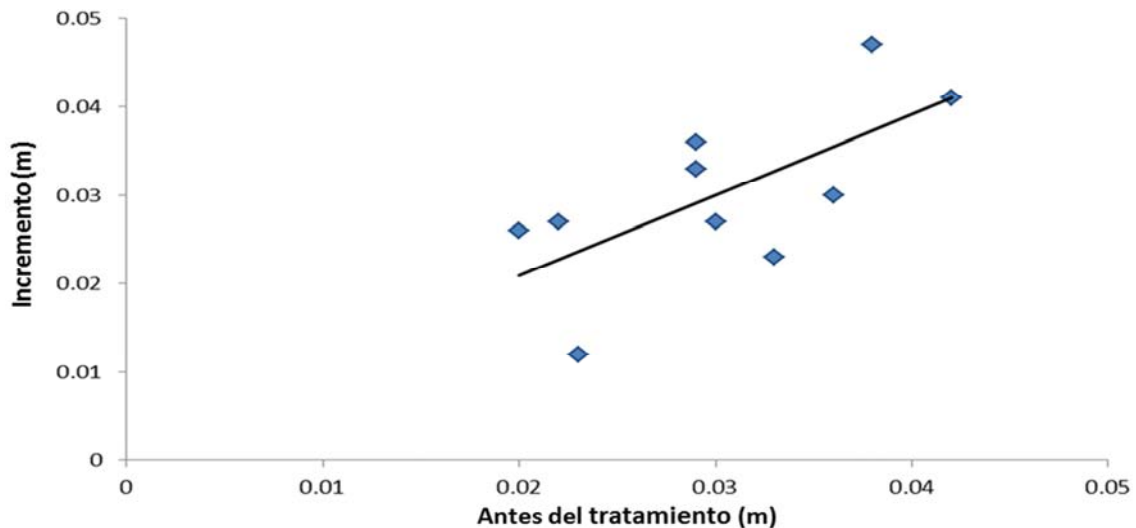


Figura 8.30. Relación entre la rugosidad antes de la aplicación del tratamiento con los incrementos de rugosidad en las zonas de no depósito de las parcelas tratadas con tierra vegetal. Ambos factores se relacionan por la ecuación lineal $y=0.9145x+0.0026$, con un $R^2=0.45$.

4. Tratamiento con apero y tierra vegetal "ATV"

En las parcelas tratadas con apero y tierra vegetal, la ecuación que relaciona los valores de la rugosidad entre el primer y el segundo escaneo presenta un $R^2<0.12$ ($F=2.270$; $p=0.149$; $n=40$), y un coeficiente $b=0.36$, lo que indica que no existe significación estadística en la regresión entre ambos factores (figura 8.31).

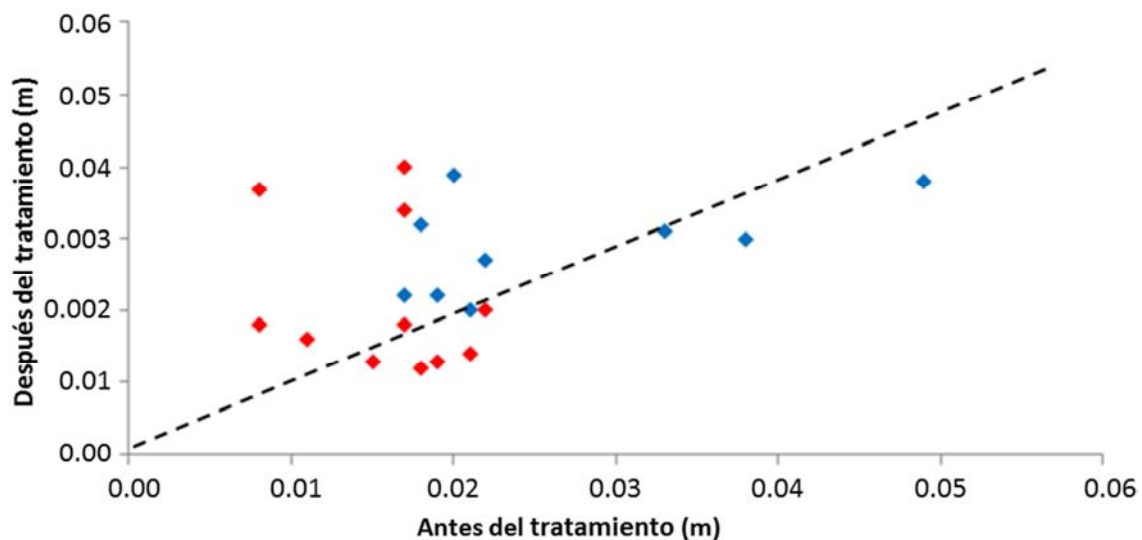


Figura 8.31. Diferenciación entre los valores de rugosidad (m) en la zona de depósito de tierra vegetal, representados en rojo, y los de la zona de no depósito, en azul. La línea discontinua simboliza la recta ($y=x$).

Por otro lado, la figura 8.32 muestra que la recta de regresión entre la rugosidad inicial y los incrementos de rugosidad presenta una relación inversa ($b=-0.67$) con un $R^2=0.34$ ($F(1,18)=9.17$; $p<0.01$; $n=20$). Así pues, ha habido un cambio significativo de la rugosidad en las parcelas con tratamiento con apero y tierra vegetal.

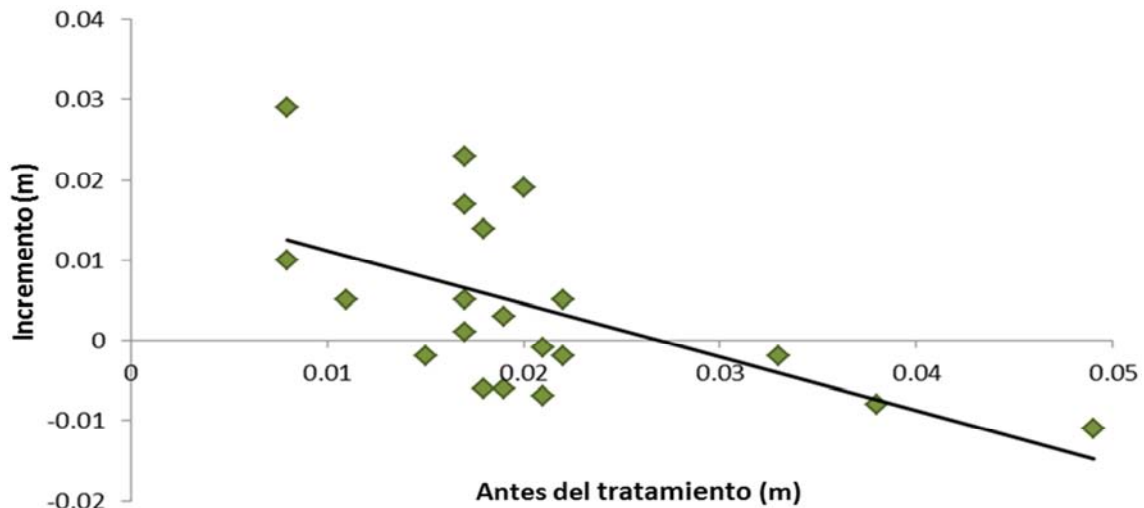


Figura 8.32. Relación entre la rugosidad antes de la aplicación del tratamiento y los incrementos de rugosidad de las parcelas tratadas con apero más tierra vegetal. Ambos factores se relacionan por la ecuación lineal $y = -0.6678x + 0.018$, con un $R^2 = 0.34$.

No obstante, en este caso también resulta evidente la diferencia entre los valores de rugosidad de las franjas ubicadas en las zonas de depósito de tierra vegetal y las de las zonas de no depósito (figura 8.31). En las zonas de no depósito (parte superior de la parcela), la ecuación que relaciona los valores de la rugosidad entre el primer y el segundo escaneo presenta un $R^2 = 0.62$ ($F(1,7) = 11.538$; $p < 0.01$; $n = 9$) (figura 8.33). Esta recta de regresión presenta un coeficiente $b = -0.69$ y muestra diferencias significativas con la recta de regresión $y = x$ ($b = 1$), lo que indica que la rugosidad ha cambiado significativamente respecto a la situación de partida con valores medios de 0.29 y 0.26 respectivamente.

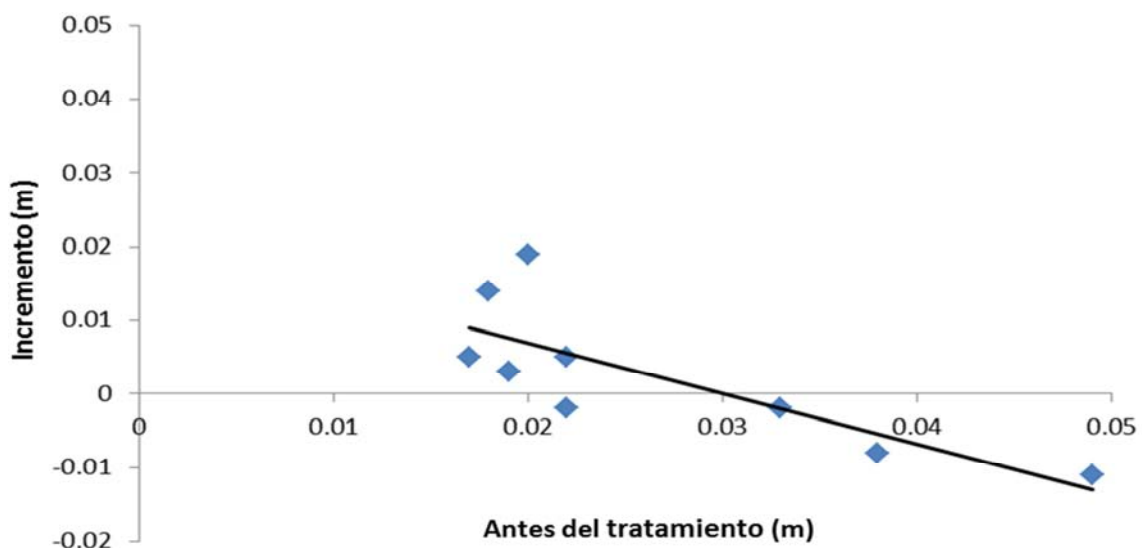


Figura 8.33. Relación entre la rugosidad antes de la aplicación del tratamiento y los incrementos de rugosidad en las zonas de no depósito de las parcelas tratadas con apero más tierra vegetal. Ambos factores se relacionan por la ecuación lineal $y = -0.6895x + 0.0208$, con un $R^2 = 0.62$.

5. Comparación múltiple entre los distintos tratamientos en la zona de depósito

Los datos a comparar proceden de poblaciones normales, pero el estadístico de Levene mostró que no son homogéneos, lo que significa que la varianza de la rugosidad no es la misma en los cuatro tratamientos definidos.

El test de Games-Howell mostró que no existían diferencias significativas de rugosidad entre los tratamientos ($p > 0.05$) en la zonas de depósito. No obstante, se determinó que las mayores diferencias se dieron entre el tratamiento de tierra vegetal (TV) con los tratamientos de control (C) ($p = 0.10$), y de apero (A) ($p = 0.15$) (tabla 8.5). En cambio, los tratamientos que presentaban menores diferencias fueron, por un lado los tratamientos apero (A) y control (C) ($p = 0.83$), y por el otro los tratamientos tierra vegetal (TV) y apero con tierra vegetal (ATV) ($p = 0.81$) (tabla 8.5). Estos resultados ponen de manifiesto que el tratamiento que ha influido en mayor medida sobre el aumento de la rugosidad ha sido el extendido de tierra vegetal (TV).

Tratamientos	p
TV-C	0.10
TV-A	0.15
TV-ATV	0.81
C-A	0.83

Tabla 8.5. Resultados del test de Games-Howell entre las rugosidades de las zonas de depósito del tratamiento de tierra vegetal ("TV") con la del resto de tratamientos ("C", "A" y "ATV"), y entre las de los tratamientos de control ("C") y de apero ("A"). No existen diferencias significativas entre la rugosidad de los tratamientos ($p > 0.05$).

6. Comparación múltiple entre los distintos tratamientos en la zona de no depósito

Los datos presentan una distribución normal. El test de Levene mostró que la varianza en la rugosidad no era homogénea para todos los casos.

En la parte alta del desmonte, caracterizada por presentar muy altas pendientes, el análisis de Games-Howell determinó que no existían diferencias significativas de rugosidad entre los tratamientos aplicados ($p > 0.6$, en todos los casos) y el tratamiento de control (C). En el caso de la tierra vegetal, estos resultados podrían reflejar la importante influencia que ejercen las altas pendientes de las partes altas de los desmontes, las cuales dificultan la permanencia de la tierra vegetal, provocando que el efecto de este tratamiento sobre la mejora de las propiedades físicas del suelo no sea significativo.

8.5.6. SEGUIMIENTO DE LOS TRATAMIENTOS DESPUÉS DE UN AÑO DESDE SU APLICACIÓN

A continuación se muestran los resultados obtenidos sobre la evolución de la geomorfología y la vegetación en las parcelas estudiadas después de un año de la aplicación de los tratamientos.

En las parcelas de control apenas ha habido desarrollo de la vegetación. Se han obtenido cubiertas vegetales de en torno al 10%, similares a las que tenía el desmonte antes de la aplicación de los tratamientos. A pesar de que se han detectado intensos procesos de erosión, las peculiares características litológicas de este desmonte (con tramos de texturas arcillosas y limosas), se caracterizan por renovar la superficie del desmonte cuando se cumple un ciclo meteorológico específico, lo que provoca que no se hayan desarrollado regueros profundos en su superficie.

Se observa que en las parcelas con tratamiento de apero no ha aumentado el establecimiento de la vegetación espontánea (figura 8.34), obteniéndose coberturas vegetales similares a las parcelas de control, de en torno al 10%. Entendemos que esta limitación se ha debido a que en este desmonte se desarrollan procesos erosivos muy activos asociados a texturas arcillosas y limosas, que renuevan la superficie cuando se cumple un ciclo meteorológico específico. La sucesión de estos ciclos meteorológicos renuevan la superficie del desmonte muy activamente, eliminando más rápidamente de lo esperado el aumento de la rugosidad inicial que produjo el apero.

Tal y como ya se ha mostrado, la elevada pendiente del desmonte, especialmente alta en la superficie ocupada por los materiales cuaternarios, impidió que la tierra vegetal se estableciera en toda la superficie del talud, haciendo que se concentrase en la zona baja (figura 8.34). No obstante, la aplicación de la tierra vegetal ha aumentado significativamente la rugosidad superficial del desmonte, lo que podría favorecer la creación de *safe-sites* para el establecimiento de la vegetación. Además, Mola *et al.* (2011) recogen que el nitrógeno contenido en la tierra vegetal es la variable que mejor explica el desarrollo de la cobertura vegetal en taludes de carretera. Asimismo, la materia orgánica que contiene la tierra vegetal mejora la disponibilidad hídrica y la capacidad de enraizamiento (Holmes, 2001; Bochet *et al.*, 2010_a), lo que contribuye a aumentar la supervivencia de los individuos en épocas desfavorables. Estos factores, aunque no hayan sido monitorizados en el marco de esta tesis doctoral, podrían explicar que después de un año desde su aplicación, las áreas del desmonte donde se ha depositado la tierra vegetal se haya obtenido una cubierta vegetal de en torno al 85% (figura 8.34).

La aplicación del apero en combinación con el extendido de tierra vegetal permitió que ésta se acumulara en zonas más altas respecto a las parcelas donde sólo se aplicó la tierra vegetal (figura 8.34), permitiendo que los efectos de la tierra vegetal sobre el desarrollo de cubierta vegetal alcancen una superficie mayor en el conjunto del desmonte. Así pues, si bien la modificación de la microtopografía por el apero no tiene por sí sola un efecto sobre el establecimiento de la vegetación en este desmonte, se ha observado, en cambio, que la aplicación del apero puede contribuir a retener de manera más efectiva la tierra vegetal en el desmonte.

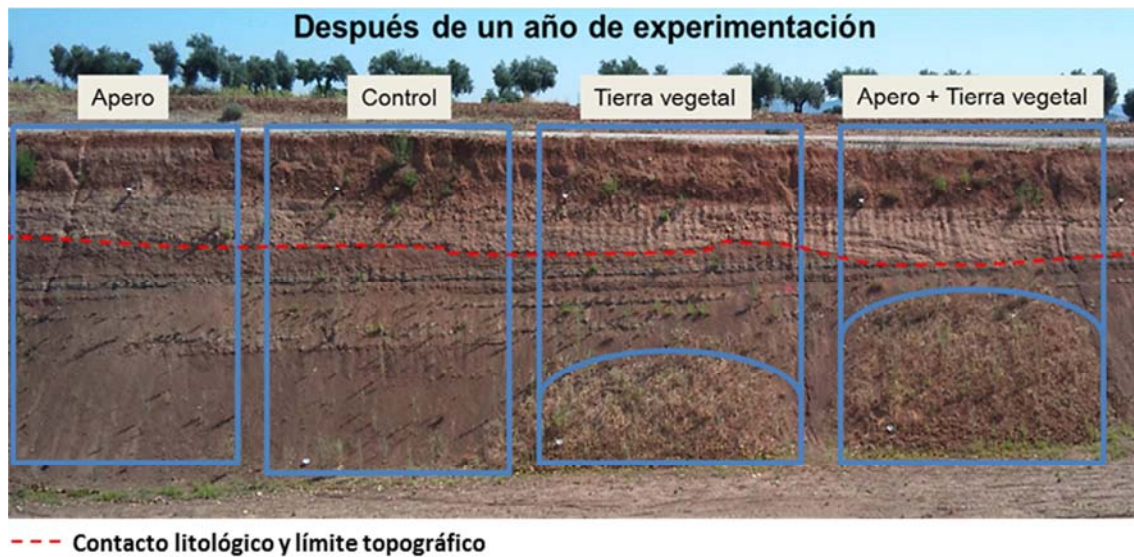


Figura 8.34. Imagen del desmonte después de un año de la aplicación de los tratamientos. Por encima de la línea roja aparecen sedimentos arenosos cuaternarios con una pendiente media de 48.6°; por debajo, sedimentos lutíticos terciarios con una pendiente media inferior, de 37.0°.

8.6. CONCLUSIONES

1. El estudio detallado de la estratigrafía del desmonte objeto de estudio ha resultado clave para poder identificar los procesos geomorfológicos activos que conllevan pérdidas de material en el mismo, así como para adaptar el diseño experimental a este condicionante litológico de primer orden. Es preciso destacar que la variabilidad litológica de los desmontes de infraestructuras lineales es comúnmente obviada tanto en diseños experimentales de trabajos científicos como en el desarrollo de soluciones de restauración ecológica de los mismos.
2. Además de los procesos erosivos de erosión laminar y por regueros, se ha identificado una dinámica asociada a un ciclo meteorológico, que desencadena unos procesos de pérdida de suelo muy activos, y que dirige, en gran medida, la dinámica geomorfológica del desmonte estudiado. Este ciclo meteorológico, que consiste en la alternancia de períodos con precipitación suficiente para saturar el suelo con periodos que sequen dicha humedad retenida, es muy común en áreas de clima Mediterráneo. Estos procesos de pérdida de suelo tan activos no son específicos de este desmonte concreto, ya que, aunque a una escala mucho mayor, se desarrollan procesos con características similares en laderas análogas sin intervención antrópica. Por tanto, es de esperar que estos procesos se desarrollen en otros desmontes con propiedades litológicas y climáticas parecidas.
3. Dentro de las características topográficas del desmonte estudiado, el factor más limitante para la efectividad de los tratamientos de restauración aplicados ha sido la excesiva pendiente. Debido a la elevada pendiente que presenta el desmonte en general, y más concretamente en la parte superior ocupada por los sedimentos arenosos, la mayor parte de la tierra vegetal se acumuló al pie del desmonte.
4. Las modificaciones de la microtopografía mediante los tratamientos de tierra vegetal y el apero más el extendido de tierra vegetal produjeron un aumento significativo de la rugosidad superficial del desmonte estudiado. Respecto a las condiciones iniciales, los mayores incrementos medios de rugosidad se dieron con el tratamiento de extendido de tierra vegetal, seguido del tratamiento de apero más extendido de tierra vegetal. A pesar de ello, el único tratamiento que ha aumentado la rugosidad en las partes altas del desmonte, donde no se depositó la tierra vegetal de forma masiva, ha sido el tratamiento de apero más tierra vegetal.
5. Los resultados obtenidos en este estudio permiten concluir que la modificación de la microtopografía de este desmonte no ha tenido, por sí sola, un efecto sobre el

establecimiento de la vegetación. La gran limitación que supone la alta pendiente junto con la gran actividad erosiva de estos desmontes, pueden haber propiciado que la aplicación del apero a una profundidad máxima de 15 cm no haya favorecido el establecimiento de la vegetación. En cambio, la aplicación del apero ha contribuido a retener de manera más efectiva la tierra vegetal en el desmonte.

6. A pesar del efecto limitante que supone la excesiva pendiente del desmonte estudiado para el establecimiento de la tierra vegetal, en las partes del desmonte donde ha conseguido estabilizarse, ha favorecido el desarrollo de la vegetación.
7. El Láser Escáner Terrestre (TLS) supone un gran avance con respecto a las técnicas topográficas preexistentes. El gran volumen y precisión de los datos obtenidos hacen del TLS una herramienta capaz de evaluar las variaciones superficiales microtopográficas que ocurren en los taludes de infraestructuras lineales. Más concretamente, en este diseño experimental se ha estimado la variación de importantes propiedades físicas del suelo, tales como la rugosidad o la variabilidad del volumen de tierra vegetal retenida a lo largo del talud tras ser extendida. Por tanto, el TLS es una herramienta muy útil para llevar a cabo un seguimiento exhaustivo de la evolución geomorfológica de los taludes de infraestructuras lineales.

9.DISCUSIÓN

10.CONCLUSIONES

9. DISCUSIÓN

A continuación se discute sobre el estado erosivo, la evolución geomorfológica y el éxito de la restauración en taludes de infraestructuras lineales en áreas de clima Mediterráneo. Esta discusión se ha realizado tanto a partir de los datos obtenidos en las investigaciones efectuadas en el marco de esta tesis doctoral, situadas en la Cuenca Sedimentaria de Madrid, como a partir de bibliografía relacionada, fundamentalmente proveniente de investigaciones sobre la restauración de taludes en España y EE.UU. La inclusión de EE.UU. no se ha debido a su relación con el clima Mediterráneo, sino por liderar, a nivel mundial, las prácticas de restauración relacionadas con el objeto de esta tesis (remodelados geomorfológicos y procedimientos "ecológicos" para manejar y modificar las propiedades físicas de las superficies de los taludes para favorecer su restauración).

Se ha considerado conveniente incluir en esta discusión dos primeros apartados que, aunque son meramente bibliográficos, resultan fundamentales para comprender la importancia de lograr una restauración eficaz de los taludes de infraestructuras lineales, y más concretamente, los beneficios que supone la restauración ecológica respecto a otras técnicas de restauración en taludes contruidos en áreas de clima Mediterráneo.

Posteriormente se han incluido otros dos apartados en los que se discute el estado erosivo de los cinco escenarios monitorizados en la Cuenca Sedimentaria de Madrid, y la influencia de los diferentes factores estudiados en la restauración ecológica de sus taludes.

Así pues, los apartados que forman esta discusión son los siguientes:

1. La construcción de infraestructuras lineales como proceso geomorfológico.
2. El estado del arte de la restauración ecológica de taludes en áreas mediterráneas.
3. El estado y el comportamiento erosivo de los desmontes monitorizados de la Cuenca Sedimentaria de Madrid.
4. Influencia de los diferentes factores estudiados en la restauración ecológica de los taludes de la Cuenca Sedimentaria de Madrid.

9.1. LA CONSTRUCCIÓN DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES COMO PROCESO GEOMORFOLÓGICO

Una estimación de Hooke (1994) ya ponía de manifiesto que la suma de los movimientos de tierras producidos por las actividades humanas se sitúa en el mismo orden de magnitud que lo estimado para los agentes geológicos denominados “naturales” (ríos, glaciares, viento, etc.). Desde entonces, no parece difícil aventurar que la actividad humana haya sobrepasado claramente a los agentes naturales. Entre estas actividades, la construcción de infraestructuras lineales, con una ocupación de aproximadamente un 0.5 % de la superficie terrestre continental libre de hielos, constituye uno de los procesos geomorfológicos más activos a escala global (Hooke *et al.*, 2012). De hecho, en otro trabajo (Martín Duque *et al.*, 2011) hemos estimado que, en los últimos años, el volumen de tierras movidas en España ha sido equivalente al transportado hasta el mar por sus ríos.

La modificación de las condiciones originales del entorno debida a este proceso constructivo altera sus propiedades físicas, perjudica la calidad del suelo y elimina la vegetación, incrementando la escorrentía superficial y los procesos de erosión hídrica. Esta perturbación del medio puede ocasionar numerosos impactos; por un lado, en el funcionamiento hidrológico y geomorfológico a escala local y de paisaje, y por el otro, en el funcionamiento del ecosistema y en la diversidad biológica. Debido a la falta de estudios dirigidos hacia obtener taludes en equilibrio con su entorno, su planificación, conservación, mantenimiento y diseño sigue siendo un gran desafío para la ciencia y la sociedad (Forman, 1998).

Las tasas de erosión que se producen en el entorno de estas infraestructuras son muy altas, llegando a ser superiores o al menos similares a las tasas de erosión estimadas para campos agrícolas y forestales (Diseker & Richardson, 1962; Meyer *et al.*, 1971; Megahan, 1975; Hudson, 1982; Toy & Osterkamp, 1995; Laflen *et al.*, 1997; Ziegler & Giambelluca, 1997; Benik *et al.*, 2000). A pesar de ello, mientras que en muchos países se tratan de reducir los problemas erosivos derivados de la agricultura, apenas se tiene en consideración este problema en infraestructuras lineales (Meyer, *et al.*, 1971; Farmer & Fletcher, 1977; Israelsen *et al.*, 1980). Todo ello, pone de manifiesto la importancia del entendimiento de los procesos erosivos, hidrológicos, hidrogeológicos y geomorfológicos actuantes en las superficies generadas por esta actividad constructiva, y más concretamente, en los taludes. En consecuencia, son necesarios estudios de investigación dirigidos a caracterizar y comprender los procesos que se desarrollan en estas superficies, y los efectos que producen en su entorno. Más concretamente, la transformación de la superficie terrestre debida a esta actividad constructiva debería estar entre la corriente dominante de los trabajos geológicos y geomorfológicos actuales. Por tanto, la aplicación del conocimiento adquirido en las

investigaciones sobre el funcionamiento de la evolución geomorfológica que sufren las superficies recién creadas, y que actualmente generan altas tasas de erosión, permitirá la planificación, la conservación y el mantenimiento de estas superficies de manera más eficaz.

9.2. EL ESTADO DEL ARTE DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE TALUDES EN ÁREAS MEDITERRÁNEAS

Para poder restaurar un ecosistema dado, primero debe entenderse su estructura y funcionamiento, algo que hará posible establecer de forma clara los objetivos que debe tener un proyecto de restauración eficiente. Para ello, la información referida al funcionamiento del ecosistema es crítica, lo que incluye el conocimiento de las interacciones entre los organismos y su ambiente, de los procesos erosivos e hidrológicos, de las propiedades de suelo, de los ciclos de nutrientes que se desarrollan en el suelo, y de los procesos de dispersión de las semillas y sucesión vegetal (Edwards *et al.*, 1997). Por tanto, la restauración ecológica sólo podrá ser aplicada una vez se conozcan estos procesos, y se actúe para remediarlos (Prach *et al.*, 2001).

La construcción de infraestructuras lineales genera una gran cantidad de cambios o impactos geomorfológicos e hidrológicos, tanto dentro como fuera de la infraestructura. La mayor parte de estos impactos se debe a la intercepción, desvío y concentración de los flujos de escorrentía y sedimentos del interior y del propio ámbito de las vías y taludes, y se consuman cuando se emiten los mismos a su entorno, de manera concentrada e incontrolada. Debido a que normalmente en el diseño de los taludes de infraestructuras lineales no se contempla un manejo adecuado de los factores geomorfológicos (fuera del estrictamente geotécnico) e hidrológicos, puede afirmarse que una gran parte de los planes de restauración que ignoran estos factores están abocados al fracaso.

Obtener una restauración ecológica no sólo es importante en términos medioambientales, sino también en términos económicos y sociales. Económicamente, la obtención de un sistema en equilibrio reduce las tareas de recogida de sedimentos y ayuda a estabilizar las superficies deterioradas por los procesos de erosión, disminuyendo los costes de mantenimiento. Socialmente, no sólo se mejora la seguridad de las infraestructuras lineales, sino que se aumenta su integración visual y su aceptación por parte de la población a la infraestructura. Así pues, la correcta planificación y restauración ecológica de las infraestructuras lineales juega un papel fundamental en el desarrollo sostenible del medio, ya que facilita que la expansión de las comunicaciones minimice los efectos negativos que tiene sobre el medio natural.

En todo este marco de discusión, es clave entender algunas interacciones. Así por ejemplo, la erosión del suelo afecta a todas las fases durante la vida de la planta, ya sea directamente, mediante el arrastre por la escorrentía de las semillas o pequeñas plántulas

(Cerdà & García-Fayos, 1997, 2002; Aerts, 2006), o indirectamente, modificando las propiedades del suelo que favorecen el establecimiento y crecimiento de la vegetación (Bochet, 1999). En consecuencia, el aumento de las tasas de erosión reduce la cubierta vegetal y la diversidad (Guàrdia & Ninot, 1992; Guerrero & Montserrat, 2000; García-Fayos & Bochet, 2009). Por otro lado, la vegetación influye sobre los procesos erosivos, aumentando la estabilidad de los agregados y la propia coherencia del suelo, protegiéndolo del impacto de las gotas de agua, incrementando la capacidad de infiltración y frenando la escorrentía (Thornes, 1990; Morgan, 1995). Las relaciones entre erosión y vegetación también deben tener en cuenta los mecanismos de retroalimentación que se puedan establecer. Cada suelo, en función de sus características, de su localización en el paisaje y del régimen climático, posee un umbral crítico de equilibrio entre la erosión que soporta y la vegetación que puede mantener. En los taludes de infraestructuras lineales recién construidos, debido a la inexistencia de horizontes edáficos y de vegetación, cualquier tasa de erosión puede ser considerada intolerable e incompatible con la formación del suelo. Por tanto, el control de los procesos erosivos es fundamental en el planeamiento y ejecución de planes de restauración de infraestructuras lineales (Booze-Daniels, 2000). Para ello es necesaria la comprensión de los procesos de erosión que se desarrollan en sus superficies.

Para obtener un sistema suelo-vegetación en equilibrio, que controle los procesos erosivos, es vital la estructura del suelo y su estado de agregación. La estabilidad de los agregados es un parámetro que influye en un amplio rango de las propiedades del suelo, como la porosidad, la aireación, la compactibilidad, la capacidad de encostramiento, la retención de humedad, la conductividad hidráulica o la resistencia al corte (Grismer *et al.*, 2008). Esto hace que la estabilidad de los agregados influya directamente en la generación de escorrentía y en la producción de sedimentos causados por la erosión hídrica (Grismer *et al.*, 2009_b). Para el mantenimiento de un suelo bien estructurado, con procesos de erosión equilibrados con el sistema suelo-vegetación, es necesaria la existencia de una comunidad vegetal vigorosa y con buena salud, que proporcione una fuente consistente de materia orgánica. Así pues, la formación de agregados estables es un proceso necesario para obtener una restauración duradera, sostenible y ecológica de suelos degradados y no estructurados, y minimizar los efectos negativos de la erosión hídrica. En este contexto, la ausencia de erosión hídrica es clave para el desarrollo de los agregados.

Una restauración de taludes eficaz pretende obtener superficies capaces de controlar los procesos de pérdida de suelo (Claassen & Hogan, 1998; Caltrans, 2010). Para que esta restauración sea ecológica, hay que lograr que la sucesión de las especies vegetales obtenidas en la restauración evolucionen hacia una cubierta vegetal persistente y en equilibrio con su entorno, que no requiera mantenimiento (Booze-Daniels, 2000). Todo ello para que proteja al suelo de la erosión y favorezca su agregación y estructuración, formando un equilibrio entre los procesos de formación del suelo y los procesos erosivos.

Sin embargo, en el campo de los taludes de infraestructuras lineales, existen aún pocos trabajos basados en mediciones de campo sobre cómo obtener un desarrollo de la vegetación en equilibrio con el suelo que lo proteja de la erosión (Grismer & Hoogan *et al.*, 2004, 2005_a, 2005_b). La información para la restauración de este tipo de ambientes se limita en la mayoría de los casos a manuales o recomendaciones de las agencias gubernamentales o sociedades profesionales (Grismer *et al.*, 2009). Por este motivo, para poder diseñar planes de restauración ecológica eficientes son necesarios estudios que mejoren el entendimiento de los mecanismos de equilibrio entre la vegetación, el suelo y la erosión de los taludes.

En esta tesis doctoral, los ámbitos de actuación de la restauración ecológica de los taludes de infraestructuras lineales se han organizado en dos grandes grupos: 1) la morfología de los taludes a restaurar; 2) los tratamientos aplicados en la superficie de los taludes para promover su restauración. Todo ello, como ya se ha indicado, por constituir dos de los aspectos menos estudiados en este ámbito.

1. Influencia de la morfología de los taludes en la restauración ecológica

El primer paso para obtener superficies que mantengan un equilibrio dinámico entre el suelo, la vegetación y los procesos erosivos, sería crear taludes con morfologías que favorezcan este equilibrio. Las laderas de paisajes "naturales" se caracterizan por haber alcanzado esa morfología a lo largo de cientos o miles de años, y muestran por tanto una variedad de formas que se adaptan a la geomorfología e hidrología local, con una gran variedad de formas cóncavas y convexas en perfil (Schor, 1995), y festoneadas o con redes de drenaje en tres dimensiones. Distintos análisis sobre la evolución que experimentan taludes rectilíneos han puesto de manifiesto que éstos no están, en general, en equilibrio, y que tienden a formas sigmoides (Haigh, 1979, 1980, 1985). A pesar de ello, los taludes "convencionales" de las infraestructuras lineales se caracterizan por presentar superficies lisas, con gradientes constantes. En este contexto, las labores de diseño, construcción y restauración de infraestructuras lineales deberían comprender y minimizar las modificaciones hidrológicas y la actividad geomorfológica, así como controlarlas y manejarlas adecuadamente desde su conocimiento (Toy & Black, 2000). Las técnicas de *Contour grading* (Schor, 1993) y *Landform grading* (Schor & Gray, 1995) son ejemplos de remodelados del terreno que se adaptan a las formas naturales del entorno. La disminución de los costos de mantenimiento de laderas, la reducción de producción de sedimentos, el mejor acoplamiento hidro(geo)lógico y visual de las formas de la construcción al terreno circundante, hacen que este tipo de diseños sean mucho más estables que los métodos convencionales de remodelado. Además, el pequeño incremento relativo de los costes del diseño para acoplar las formas de la infraestructura a las formas del paisaje circundante resulta menos importante si lo comparamos con los beneficios que estas técnicas pueden aportar, tanto en términos económicos, como medioambientales (Schor & Gray, 1995). Otras

posibilidades para favorecer el equilibrio vegetación-suelo-erosión, aunque menos ambiciosas que las técnicas de *Contour grading* y *Landform grading*, sería reducir el ángulo de la pendiente dentro de lo económicamente viable, ya que cuanto menor pendiente, los procesos erosivos son menos intensos y la vegetación es más fácil de restablecer (Oster & Allred, 1987). Además, diferentes combinaciones de la orientación, de la longitud y del ángulo de la pendiente influyen en la disponibilidad hídrica para el establecimiento de la vegetación de los taludes. Por ejemplo, la construcción de taludes con menor longitud y pendiente en áreas orientadas hacia el Sur y hacia el Oeste facilitaría el establecimiento de la vegetación (Wright *et al.*, 1975).

Por tanto, ya existe bastante literatura que demuestra que el diseño de los taludes de acuerdo a criterios geomorfológicos permite obtener superficies con un mayor equilibrio frente a los procesos de pérdida de suelo superficiales. A su vez, tal y como ya se ha comentado, aquellas superficies que están en equilibrio con los procesos geomorfológicos e hidrológicos superficiales favorecen el desarrollo de la vegetación y el éxito de los planes de restauración. En cambio, en la mayoría de los taludes de infraestructuras lineales, tanto a nivel global como en el caso de los taludes españoles, no se tienen en cuenta actualmente estos criterios geomorfológicos, ni en las fases de diseño ni en las de construcción de los taludes. Todo ello es debido a que en el diseño y construcción de estos taludes, el objetivo es garantizar su estabilidad de acuerdo a criterios casi exclusivamente geotécnicos. Y sucede que el diseño de taludes de acuerdo a criterios geotécnicos busca, fundamentalmente, garantizar su estabilidad ante los movimientos en masa, pero no tiene en cuenta la inestabilidad superficial ante los procesos erosivos. Así pues, debido a esta falta de criterios geomorfológicos en el diseño de los taludes de infraestructuras españolas, en la mayoría de los casos la morfología y las propiedades topográficas de las superficies recién creadas no permitirán obtener una restauración basada en un equilibrio natural entre el sistema erosión-suelo-vegetación.

2. Tratamientos aplicados en la superficie de los taludes para promover su restauración ecológica

La elección de los tratamientos superficiales más adecuados para, por un lado, garantizar el control de los procesos erosivos, y por el otro, favorecer la revegetación, es fundamental para lograr la restauración ecológica eficiente de los taludes. En España, las principales limitaciones a la restauración ecológica tienen lugar cuando se solapan en un mismo territorio el clima Mediterráneo semiárido, con precipitaciones escasas pero intensas, y litologías no consolidadas o débilmente consolidadas, lo que resulta en procesos de erosión hídrica muy intensa (Valladares *et al.*, 2002). Sin un “manejo” adecuado de la dinámica superficial de los taludes, que les proporcione una estabilidad geomorfológica, la mayoría de los planes de restauración y de revegetación están abocados al fracaso. Los tratamientos

más indicados dependerán de las propiedades locales litológicas y de sus suelos, y del tipo de especies que favorezcan una sucesión que obtenga una cubierta vegetal estable y en equilibrio con su entorno (Booze-Daniels, 2000), y que garantice la estabilidad superficial (Claassen & Hogan, 2002). Además, estos tratamientos también deben adaptarse a la disponibilidad de agua, a las condiciones climáticas extremas y a las medidas de restauración disponibles (Packer & Aldon, 1978; Cotts *et al.*, 1991; Hansen & McKell, 1991). En cambio, este tipo de criterios no suelen tenerse en cuenta en la restauración de taludes de infraestructuras lineales españoles en áreas de clima Mediterráneo. A pesar de que la hidrosiembra con mezclas "convencionales" de semillas por sí sola, no asegura la estabilización mecánica de los taludes, ni el control de los procesos erosivos, especialmente en áreas con clima Mediterráneo (Bautista *et al.*, 1997; Andrés & Jorba, 2000; Tormo *et al.*, 2007; Bochet *et al.*, 2009; Mola *et al.*, 2011) es el método más usado para la restauración de taludes de infraestructuras lineales españolas. De esta manera, es usual encontrar taludes con superficies mal restauradas e intensos procesos de erosión. Las altas pérdidas de suelo estimadas en esta tesis, en los cinco desmontes estudiados en el entorno de la ciudad de Toledo, y en el desmonte estudiado en El Molar, son un ejemplo de que el diseño de los taludes y/o su restauración mediante hidrosiembras "convencionales" suelen fracasar.

Los suelos desnudos y sin presencia de heterogeneidades, tienen tasas bajas de establecimiento de semillas y son más susceptibles a ser erosionadas, (Chambers *et al.*, 1991; Winkel, *et al.*, 1991; Tsuyuzaki *et al.* 1997; Arnalds & Kimble, 2001). A pesar de ello, el acabado convencional de los taludes españoles se caracteriza por presentar superficies lisas y compactas. En cambio, las heterogeneidades microtopográficas que pueden crear la descompactación y el aumento de la rugosidad, incrementan la capacidad de retención de humedad, mejoran la conservación del suelo y la formación de agregados (Grismer *et al.*, 2009), proporcionan protección a las semillas frente a la depredación (Owens *et al.* 1995; Winkel *et al.* 1991), favorecen el atrapamiento superficial de las semillas y de los nutrientes (Elmasdotir, 2003), mejoran la fijación de nitrógeno a través de cianobacterias (Bliss & Gold, 1999; Dickson, 2000; Warren, 2001). También favorecen la germinación de las semillas, la penetración de las raíces y el futuro establecimiento de la vegetación (Harper, 1977; Dexter, 1986; Yadav *et al.*, 2007), reduciendo la escorrentía y los procesos erosivos (Green *et al.*, 1973; Perry *et al.*, 1975; Wright *et al.*, 1978), y favoreciendo el equilibrio suelo-vegetación. Además, la distribución espacial del establecimiento de la vegetación no es casual y depende de la microtopografía de la superficie del talud (Petersen *et al.*, 2004).

La dispersión natural de semillas contribuye significativamente a la colonización vegetal en diferentes ambientes. Matesanz *et al.* (2006) y Bochet *et al.* (2007_a, 2009) en algunos estudios realizados en desmontes de clima Mediterráneo semiárido del Este de España, concluyeron que la disponibilidad de semillas en el sustrato del propio talud no resultó ser un factor limitante para la colonización vegetal. A pesar de esto, la distancia de las fuentes

de semillas a los taludes a restaurar y la capacidad de dispersión de las semillas son dos factores claves para poder estimar la cantidad y tipo de semillas que van a llegar al talud por dispersión natural (Wilson & Watkins, 1994; Matesanz *et al.*, 2006). Dependiendo de la tasa de llegada de semillas sobre la superficie del talud, y del tipo de restauración deseada, será necesaria o no la incorporación de semillas para su restauración. No obstante, para que las semillas se establezcan y se desarrolle la vegetación, es necesario que se controlen los procesos de erosión hídrica, y que se mejoren las condiciones del suelo. Para que esto sea posible, se recomienda aplicar tratamientos que incrementen la heterogeneidad de la micotopografía, la infiltración y la capacidad de retención de humedad del suelo, lo que reduce los procesos de erosión y el estrés hídrico, así como incorporar nutrientes, en especial el nitrógeno, el fósforo y el potasio (Booze-Daniels, 2000). Dentro de la bibliografía consultada, los métodos de restauración que se recomiendan para mejorar estas y otra propiedades del suelo y obtener una restauración ecológica y eficaz son los siguientes: el aumento de la rugosidad superficial y la descompactación, el aporte de nutrientes, la tierra vegetal, el *compost* o el *mulch*. De ellos, ésta tesis ha estudiado parcialmente los dos primeros.

Así pues, en la restauración de taludes de áreas de clima Mediterráneo, sería aconsejable combinar una construcción con técnicas del tipo *landform grading* con tratamientos de restauración que mejoren la fertilidad del suelo y promuevan el establecimiento de la vegetación, como la tierra vegetal, el *compost*, y la aplicación de tratamientos superficiales mediante operaciones mecánicas. Por ejemplo, según Caltrans (2010), para taludes con pendientes por debajo de 27° (2:1), una combinación de descompactación y/o aumento de la rugosidad, más otro/s tratamiento/s que favorezcan el establecimiento vegetación, como son la tierra vegetal o el *compost*, sería lo más aconsejable.

9.3. EL ESTADO Y EL COMPORTAMIENTO EROSIVO DE LOS DESMONTES MONITORIZADOS DE LA CUENCA SEDIMENTARIA DE MADRID

Los procesos de pérdida de suelo que se han desarrollado en los cinco escenarios monitorizados en la Cuenca Sedimentaria de Madrid se encuentran íntimamente ligados a las variaciones de la hidrología, superficial y subterránea producidas durante el proceso de construcción y movimientos de tierras. En cuatro de los cinco escenarios (Torres de la Alameda, el entorno del aeropuerto de Barajas de Madrid, el entorno de la ciudad de Toledo y la finca experimental La Higuera), situados en las facies intermedias y distales de la cuenca sedimentaria (es decir, materiales de tamaño de partícula "arena" e inferiores), los procesos de pérdida de suelo que controlan su evolución geomorfológica se han asociado al comportamiento hidrológico más superficial. En los taludes situados en las facies intermedias (el entorno del aeropuerto de Barajas de Madrid, el entorno de la ciudad de Toledo y la finca experimental La Higuera), formados por areniscas arcóscas con algunos niveles de conglomerados, arcillas y limos, los procesos de pérdida de suelo que controlan su evolución geomorfológica se han asociado a la erosión hídrica producida por la escorrentía superficial. En los taludes situados en las facies más distales (Torres de la Alameda y el entorno de la ciudad de Toledo), formados fundamentalmente por arcillas y limos, además de la erosión hídrica producida por la escorrentía superficial, también se han detectado otros procesos de pérdida de suelo relacionados con los cambios de humedad del suelo. Por otro lado, el escenario restante, situado en la autovía A-1 a la altura de El Molar, se dispone en las facies más proximales, formados fundamentalmente por conglomerados y bloques con niveles arenosos. En este escenario los procesos de pérdida de suelo dominantes se han asociado tanto a la hidrología superficial como subterránea del talud. En efecto, el talud monitorizado en El Molar, además de detectarse procesos de erosión hídrica superficiales, se ha constatado que la erosión por *seepage* ha sido el proceso que ha controlado en mayor medida su evolución geomorfológica. La erosión por *seepage* en este escenario se ha producido de forma local, ya que ha sido promovida por unas condiciones hidrogeológicas específicas. Independientemente de las facies sedimentarias, en los taludes donde no se den unas condiciones hidrogeológicas propicias para que la erosión por *seepage* aparezca, es de esperar que los procesos de pérdida de suelo asociados a la hidrología superficial sean los que controlen su evolución geomorfológica. A continuación se realiza un resumen sobre el estado erosivo de cada escenario monitorizado.

1. Taludes del entorno de la ciudad de Toledo

Se ha estudiado el estado erosivo de cinco desmontes del entorno de la ciudad de Toledo, en los que se han desarrollado intensos procesos de erosión hídrica. En todos los casos, la hidrosiembra "convencional" fue el único método de restauración aplicado. En los cinco desmontes monitorizados, se han estimado tasas de erosión por encima de $250 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. Se ha comparado el estado erosivo y las redes de drenaje de los desmontes monitorizados en función de dos factores: el factor morfológico y el factor litológico.

- Factor morfológico: se compararon el estado erosivo de un desmonte con perfil longitudinal rectilíneo, el de otro con perfil longitudinal rectilíneo de grandes dimensiones, y el de otro con perfil longitudinal cóncavo. El desmonte cóncavo es el que presentó las menores tasas de erosión y densidades de drenaje. Se interpreta que este hecho es debido a que, a medida que se desciende por el perfil longitudinal del talud, y va aumentando la cuenca hidrológica, la pendiente va disminuyendo, de manera que la energía de la escorrentía y su potencial erosivo son más bajos que los que tendrían lugar en ese punto del talud si éste tuviera un perfil convexo o rectilíneo.
- Factor litológico: se comparó el estado erosivo de un desmonte arenoso, el de otro franco-arenoso y el de otro arcilloso. El desmonte arenoso es el que presentó las mayores tasas de erosión y la mayor densidad de drenaje. El desmonte arcilloso presentó la menor densidad de drenaje y una tasa de erosión intermedia, quedando el franco-arenoso con una densidad de drenaje comprendida entre los anteriores y la menor tasa de erosión. Esta situación se explica porque hay un 40% del desmonte arcilloso que no presenta regueros, pero que es erosionado por estructuras tipo *popcorn*. Así pues, la erosión total en el desmonte arcilloso es la suma de la erosión producida por la red de drenaje y por la formación de estructuras en *popcorn*, lo que posibilita que tenga una tasa de erosión mayor que el franco-arenoso, a pesar de que tenga una red de drenaje menos desarrolladas que este último. Sin embargo, los resultados obtenidos no coinciden con la erosionabilidad esperada en función de la textura del suelo según la bibliografía consultada. Esto puede deberse a la gran variabilidad de factores no monitorizados que también condicionan la erosionabilidad de estos taludes, los cuales pueden haber propiciado que éstos se comporten de manera muy heterogénea ante los procesos de erosión. Algunos de estos factores pueden deberse a las diferencias en las propiedades del suelo, tales como la capacidad para retener humedad, la compactación y la cohesión del suelo, y a su evolución a lo largo del perfil longitudinal de los taludes.

Además, se ha monitorizado la evolución de las pérdidas de suelo y de la densidad de las redes de drenaje a lo largo de los perfiles longitudinales de los desmontes. Estos estudios

han revelado una gran heterogeneidad, y muestran que existen otros factores de control no monitorizados, como por ejemplo las variaciones estratigráficas a lo largo del talud, las cuales pueden influir en las propiedades del suelo, y en consecuencia, en el desarrollo local de los procesos erosivos y de las redes de drenaje. A pesar de ello, las tasas de erosión a lo largo del perfil longitudinal de los desmontes son muy altas, siempre superiores a $169.2 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. Por tanto, en estos desmontes se producen intensos procesos de pérdida de suelo superficiales que impiden el desarrollo de un sistema suelo-vegetación en equilibrio, lo que imposibilita su restauración ecológica eficiente.

2. Talud situado en la carretera A-1 a la altura de El Molar (Madrid)

Se ha estudiado el estado erosivo de un desmante de reciente construcción (2008) de la carretera A-1 a la altura de El Molar (Madrid), en el que se ha desarrollado erosión por *seepage*. En este talud la hidrosiembra "convencional" fue el único método de restauración aplicado. La erosión por *seepage* fue promovida por la modificación de la hidrogeología local en las fases de movimientos de tierras durante la construcción de la infraestructura. Más concretamente, por un lado la disposición de los niveles litoestratigráficos que forman el desmante, y por el otro, el aporte de agua superficial y subterránea a esos niveles, han favorecido el flujo de agua hacia su frente. Estos flujos han propiciado el desarrollo de la erosión por *seepage*. El suelo movilizado por el primer proceso de erosión por *seepage* fue muy alto, de al menos $269.53 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ ($2695 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$). Además, durante los 408 días que comprende el periodo de tiempo para el que se realizó el seguimiento, se estimó una intensa evolución geomorfológica del desmante, debida a la reactivación de la erosión por *seepage* y a la actividad de otros procesos de erosión hídrica superficiales. La evolución geomorfológica de las áreas del desmante afectadas por la erosión por *seepage* muestra un desequilibrio entre la estructura física del desmante y su entorno natural. Los procesos de erosión que se han desarrollado en este desmante tratan de compensar este desequilibrio, por un lado reduciendo su pendiente, y por el otro aumentando su longitud y su área. Por tanto, la intensa actividad erosiva de este desmante impide el desarrollo de un sistema suelo-vegetación en equilibrio, lo que al igual que en el escenario anterior, imposibilita su restauración ecológica eficiente.

3. Taludes en el entorno del aeropuerto de Barajas (Madrid)

Se ha estudiado el estado erosivo de ocho desmontes del entorno del aeropuerto de Barajas, en los que se han desarrollado procesos de erosión laminar y por regueros. En todos los casos, la hidrosiembra "convencional" fue el único método de restauración aplicado. Durante la fase de seguimiento, la tasa de erosión media de los ocho desmontes monitorizados fue de $15.35 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. Aunque esta tasa de erosión no es muy elevada, existen diferencias entre los distintos taludes en la producción de sedimentos que pueden

llegar a ser de hasta tres órdenes de magnitud, con tasas de erosión que varían entre $0.01 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ y $45.44 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. En tres de los desmontes monitorizados se estimó una tasa de erosión inferior a $1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, lo que, teóricamente, permite un “correcto” desarrollo del sistema suelo-vegetación. En dos de los desmontes se estimaron tasas menores a $2.50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, cercanas a la que debería permitir la existencia de un sistema suelo-vegetación auto-sostenible. En los tres desmontes restantes se estimaron tasas de entre 29.11 y $45.44 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, lejanas a las que permiten el desarrollo de un sistema suelo-vegetación sostenible.

Los resultados obtenidos revelaron que no existe una correlación significativa entre la precipitación total acumulada y los sedimentos producidos en cada periodo de muestreo. De los 48 periodos de precipitación registrados, un 54.62% de la producción total de sedimentos corresponde a un sólo periodo, mientras que el 85.38% corresponde a tan sólo 4 periodos. En cambio, sí que existe una correlación positiva significativa entre la producción de sedimentos y las intensidades máximas de lluvia I_{60} , I_{30} , I_{15} e I_5 de los periodos de precipitación, siendo I_{15} la intensidad que ofrece el mayor grado de correlación. Estos datos muestran la importancia que tienen los denominados “eventos extremos” en la producción total de sedimentos para desmontes de infraestructuras lineales situados en regiones de clima Mediterráneo.

El porcentaje de suelo desnudo y la producción de sedimentos guardan relación con la orientación de los desmontes. Los desmontes orientados hacia el Sur y el Oeste experimentan valores de erosión superiores a los taludes orientados hacia el Norte y el Este respectivamente. La orientación Norte presenta los valores más bajos de producción de sedimentos y de suelo desnudo, mientras que la orientación Sur muestra los valores más altos de producción de sedimentos y los segundos más altos de suelo desnudo.

Los valores medios de la Resistencia a Compresión Simple (RCS) de la capa superficial del suelo de cada parcela presentan relaciones directas con los porcentajes medios de suelo desnudo y con la producción de sedimentos total acumulada de cada parcela. Así pues, los desmontes con RCS menores presentan menores porcentajes de suelo desnudo y de producción de sedimentos. Se han relacionado valores bajos de RCS a superficies de suelo poco compactadas y disgregadas, a un aumento de la infiltración, y a la mejora de las condiciones locales del suelo que favorecen el desarrollo de la vegetación. Además, los valores de RCS medidos en los regueros (D) y entre regueros (L) son diferentes, siendo los valores medios de cada parcela mayores en D que en L. Por tanto, la formación de regueros afecta a las propiedades físicas de las superficies donde se desarrollan, modificando su respuesta erosiva.

El análisis estratigráfico realizado en cada desmonte muestra cambios de facies abundantes, que otorgan una gran heterogeneidad, propiciando la formación de Unidades de Cubierta Vegetal Homogénea (UCVH). Se han detectado correlaciones estadísticamente significativas entre las siguientes propiedades locales del suelo de las UCVHs: entre las fracciones de tamaño de partículas respecto a la humedad, la rugosidad y la RCS del suelo, y la cubierta vegetal. También existe correlación entre la humedad del suelo y la cubierta vegetal. Por consiguiente, las variaciones estratigráficas modifican las propiedades del suelo, promoviendo que dentro de un mismo desmonte haya áreas con distintas propiedades físicas, las cuales influyen en el desarrollo de la vegetación y en el comportamiento erosivo. Así pues, que en los taludes de Barajas aparezcan UCVH es un indicador de que los gradientes litoestratigráficos influyen en el sistema suelo-vegetación local, modificando el comportamiento erosivo y el desarrollo de la vegetación. El desmonte monitorizado ST4N muestra un caso realmente ilustrativo, donde una peculiar estratigrafía se refleja en la formación de UCVHs que funcionan como “trampas de sedimento naturales”, reduciendo la producción de sedimentos de una forma drástica.

Del análisis de los valores medios de las fracciones de tamaño de partículas de cada parcela monitorizada en función de su producción de sedimentos total acumulada, las gravas de entre 19 y 6 mm han resultado ser la única granulometría estudiada que tiene una correlación estadísticamente significativa. Se trata de una correlación directa; es decir, la producción de sedimentos aumenta con la proporción del porcentaje de gravas de 19-6 mm. Además, junto con el porcentaje total de arenas, las gravas de 19-6 mm han sido las únicas fracciones de tamaño de partículas con correlaciones estadísticamente significativas con todas las propiedades del suelo analizadas de cada UCVH, siendo la fracción de gravas de 19-6 mm la que ha presentado la correlación con valor absoluto más alto en función de la cobertura de cada UCVH. Los resultados obtenidos muestran que en este escenario, las gravas son la fracción de tamaño de partículas que tiene una mayor influencia en el comportamiento erosivo de las parcelas y en el desarrollo de la cubierta vegetal.

Adicionalmente, se observó que en los regueros de los desmontes se desarrolló más vegetación que entre los regueros. Debido a que la rugosidad que se ha estimado en este experimento es función de la cantidad y tamaño de los regueros, las correlaciones entre la rugosidad con las propiedades del suelo de cada UCVH pueden estar relacionadas con la mayor presencia de vegetación en los regueros. Así pues, la vegetación presente en los regueros podría estar reduciendo la velocidad de la escorrentía que fluye en ellos, lo que podría favorecer la retención de humedad. Además, esta vegetación podría haber afectado otras propiedades del suelo determinantes en el desarrollo de la vegetación. En efecto, se han producido correlaciones estadísticamente significativas con la humedad, con la RCS, con las gravas de entre 19-6 mm, con todos los tipos de arenas analizadas y con los finos de cada UCVH, entre las que se ha destacado la correlación directa entre la rugosidad y la

humedad. Estos resultados pueden evidenciar que las modificaciones que genera en el sustrato la erosión hídrica en el proceso de formación de los regueros, *a posteriori* pueden influir en el desarrollo de la vegetación, lo que a su vez también puede influir en la evolución geomorfológica de los desmontes en su conjunto.

Para este escenario existen numerosos factores que influyen en el comportamiento erosivo y el desarrollo de la vegetación de los desmontes monitorizados, lo que ha provocado que las tasas de erosión varíen hasta en tres órdenes de magnitud (de 0.01 a 45.44 Mg·ha⁻¹·año⁻¹). Los factores monitorizados que han resultado determinantes en el comportamiento erosivo y en el desarrollo de la vegetación de estos desmontes son: la intensidad de la precipitación, la orientación, la granulometría (porcentaje de gravas de 19-6 mm), la RCS y las variaciones litoestratigráficas a lo largo del perfil longitudinal del talud.

4. Talud experimental construido ad hoc en la finca La Higuera (Toledo)

Se ha comparado la respuesta hidrológica y erosiva de microparcels instaladas en un desmonte experimental en el que se han aplicado dos acabados superficiales: a) acabado "convencional", caracterizado por presentar una superficie lisa y compactada; 2) acabado con apero, caracterizado por presentar una superficie rugosa y descompactada.

Se cuantificaron y compararon las respuestas hidrológicas y erosivas bajo condiciones de lluvia natural y en experimentos de lluvia simulada. En todos los casos, las microparcels de acabado con apero dieron lugar a coeficientes de escorrentía y producción de sedimentos significativamente más bajos que las de acabado convencional. Por ejemplo, en la monitorización de las parcelas bajo lluvia natural, para las microparcels con acabado convencional el volumen de escorrentía medio fue de 26.7 litros y la tasa media de erosión fue de 53.3 Mg·ha⁻¹·año⁻¹, y en las parcelas con acabado de apero el volumen de escorrentía medio fue de 9.3 l·m⁻² y la tasa media de erosión fue de 27.74 Mg·ha⁻¹·año⁻¹. Por consiguiente, en las áreas del desmonte monitorizadas con el acabado con el apero, tiene lugar un aumento de la cantidad de agua disponible en el suelo para la vegetación, así como una mayor estabilidad superficial, lo que puede facilitar el establecimiento y desarrollo de vegetación. Se ha detectado un decaimiento progresivo de los efectos positivos del acabado realizado con el apero, aunque dichos efectos eran todavía manifiestos cuando finalizó el periodo de experimentación.

Por otro lado, los procesos de pérdida de suelo dominantes se asociaron a la erosión hídrica laminar y por regueros. Pero además, en el seguimiento de las microparcels con lluvia natural, el 3% del suelo recogido se asoció a la exportación de sedimentos por mecanismos de transporte en seco. Esta producción de sedimentos también fue significativamente menor en las parcelas con acabado de apero. La movilización de material

en seco se ha relacionado con la acción de los siguientes factores: el viento, el desprendimiento de costras superficiales por procesos de humectación-desección, la acción de la fauna del suelo, en especial las hormigas, y la ocurrencia de microdeslizamientos.

5. Talud de la carretera M-224 en Torres de la Alameda (Madrid)

Se ha estudiado el estado erosivo de un desmante de reciente construcción de la carretera M-224 situada en Torres de la Alameda (Madrid), en el que no se había aplicado previamente ningún tratamiento para su restauración. La parte intermedia e inferior del desmante está formada por arcillas y limos Terciarios, pertenecientes a las facies distales de la Cuenca Sedimentaria de Madrid. La parte superior presenta sedimentos arenosos aluviales Cuaternarios. Aunque no se han cuantificado las tasas de erosión, se detectó una gran actividad erosiva en la superficie del desmante. La mayor actividad erosiva se asoció a los sedimentos arcillosos y limosos Terciarios. En estos sedimentos, además de los procesos erosivos de erosión laminar y por regueros, se ha identificado una dinámica asociada a un ciclo meteorológico característico de este contexto fisiográfico, que desencadena unos procesos de pérdida de suelo muy activos, y que dirige, en gran medida, la dinámica geomorfológica de este desmante. Este ciclo meteorológico, que consiste en la alternancia de periodos con precipitación suficiente para saturar el suelo, con otros periodos que sequen la humedad retenida, es muy común en áreas de clima Mediterráneo. Es de esperar que estos procesos se desarrollen en otros desmantos con propiedades litológicas y climáticas parecidas; por ejemplo, en desmantos formados por materiales sedimentarios de las facies distales de la Cuenca Sedimentaria de Madrid.

Posteriormente, se analizaron los efectos producidos por distintos acabados superficiales (acabado con apero y acabado "convencional"), por el extendido de tierra vegetal y por la combinación del apero más la tierra vegetal, en la rugosidad, la actividad erosiva y la colonización vegetal. En la modificación de la microtopografía mediante el apero, la tierra vegetal y el apero más tierra vegetal, los únicos tratamientos que produjeron un aumento significativo de la rugosidad en la superficie del talud fueron el extendido de tierra vegetal y el uso del apero más el extendido de tierra vegetal. Respecto a las condiciones iniciales, los mayores incrementos medios de rugosidad se dieron con el tratamiento de extendido de tierra vegetal. La aplicación del apero ha contribuido a retener de manera más efectiva la tierra vegetal en el desmante. De los tratamientos aplicados, sólo en las partes del desmante donde ha conseguido estabilizarse la tierra vegetal, se ha favorecido el desarrollo de la vegetación; mientras que la modificación de la microtopografía mediante el apero no ha tenido, por sí sola, un efecto sobre el establecimiento de la vegetación. Por tanto, después de un año desde la aplicación de los tratamientos, sólo la tierra vegetal y la combinación de apero más tierra vegetal ha promovido el desarrollo de la vegetación.

Dentro de las características topográficas de este desmonte, la excesiva pendiente ha sido el factor más limitante para la efectividad de los tratamientos aplicados. Debido a la elevada pendiente que presenta el desmonte en general, y más concretamente en la parte superior, la mayor parte de la tierra vegetal se acumuló al pie del desmonte.

6. Comparación entre el estado erosivo de los desmontes de infraestructuras lineales estudiados en la Cuenca de Madrid

De los cinco escenarios monitorizados, se corresponden con desmontes "reales" de infraestructuras lineales de la Cuenca Sedimentaria de Madrid los cuatro siguientes: Toledo, El Molar, Barajas y Torres de la Alameda. El quinto corresponde a un desmonte experimental (La Higuera). En tres de los cuatro escenarios situados en infraestructuras lineales de la Cuenca Sedimentaria de Madrid (Toledo, El Molar y Torres de la Alameda) se han monitorizado y/o descrito intensos procesos de pérdida de suelo en todos sus desmontes. Tanto en El Molar como en Toledo se han estimado tasas de erosión por encima de $250 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, y en Torres de la Alameda se han descrito intensos procesos de pérdida de suelo. En definitiva, en estos tres escenarios se producen intensos procesos de pérdida de suelo, con tasas de erosión y de pérdida de suelo mayores que los que teóricamente permiten un "correcto" desarrollo edáfico, que es de $1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, estimado a partir de la revisión bibliográfica realizada en el apartado 2.4.2 de esta tesis doctoral.

En cambio, en el otro escenario situado en desmontes de infraestructuras lineales de la Cuenca Sedimentaria de Madrid, en el cual se han monitorizado ocho desmontes del entorno del aeropuerto de Barajas, la tasa de erosión media ha sido de $15.35 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. Aunque esta tasa de erosión no es muy elevada, existen diferencias en la producción de sedimentos que pueden llegar a ser de hasta tres órdenes de magnitud, con tasas de erosión que varían entre $0.01 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ y $45.44 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$.

Por tanto, para el 80% de los desmontes de infraestructuras lineales de la Cuenca Sedimentaria de Madrid monitorizados, se considera que la actividad erosiva que se desarrolla en sus superficies es incompatible con una recuperación edáfica y vegetal, y con su restauración ecológica. A su vez, en un 20% de los desmontes estudiados la actividad erosiva puede ser compatible con su restauración ecológica.

9.4. INFLUENCIA DE LOS DIFERENTES FACTORES ESTUDIADOS EN LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE LOS TALUDES DE LA CUENCA SEDIMENTARIA DE MADRID

De acuerdo con los estudios realizados en esta tesis doctoral sobre la hidrología local, el comportamiento erosivo y la evolución geomorfológica de los taludes y de su entorno de infraestructuras lineales de la Cuenca Sedimentaria de Madrid, se analizan a continuación los factores que pueden ser fundamentales para su restauración ecológica. Al tratarse la Cuenca de Madrid de una cuenca sedimentaria continental “típica”, estas consideraciones pueden extrapolarse a otros taludes formados sobre materiales no consolidados en áreas de clima Mediterráneo. Estos factores son los siguientes:

1. La morfología y las características físicas de las formas recién construidas.
2. Estudio de la hidrología local y del entorno de los taludes.
3. Eficacia de los tratamientos de restauración aplicados en los taludes.
4. Influencia de la evolución geomorfológica y de los gradientes erosivos en la restauración ecológica de los taludes

1. Morfología y características físicas de las formas recién construidas

Todos los taludes monitorizados se han diseñado de acuerdo a criterios geotécnicos “convencionales”, que se caracterizan por presentar superficies lisas, con gradientes constantes, y altas pendientes. Las morfologías naturales más parecidas en cuanto a sus propiedades físicas a los desmontes monitorizados son laderas de cárcavas, frentes de falla o escarpes de deslizamientos. Todas estas morfologías se caracterizan por presentar superficies en desequilibrio con su entorno, con una gran actividad erosiva. Sin embargo, adaptar las formas recién construidas al paisaje mediante el remodelado del terreno, facilitaría su restauración (Schor & Gray, 1995), lo que sería especialmente útil, e incluso imprescindible, si lo que se pretende es promover una verdadera restauración ecológica de los taludes.

A pesar de que todos los taludes monitorizados se han diseñado de acuerdo a los criterios geotécnicos “convencionales”, en el escenario del entorno de la ciudad de Toledo, se ha encontrado un talud con un perfil longitudinal con morfología cóncava. En la comparación entre las pérdidas de suelo de dos desmontes con morfología rectilínea con la del desmonte con morfología cóncava, el desmonte con morfología cóncava es el que presenta las menores tasas de erosión y densidades de drenaje. Se interpreta que este hecho es debido a que a medida que se desciende por el perfil longitudinal del talud, y va

aumentando la cuenca hidrológica, la pendiente va disminuyendo, de manera que se reduce la energía de la escorrentía y el potencial erosivo que tendría lugar en ese punto del talud si éste tuviera un perfil convexo o rectilíneo. Por tanto, un diseño de los taludes con perfiles longitudinales cóncavos podría reducir su erosión hídrica, y por tanto, favorecer su restauración ecológica.

Los desmontes de infraestructuras lineales monitorizados presentan pendientes medias que oscilan entre 30.10° y 40.85°. Más concretamente, el desmonte de Torres de la Alameda, es el que tiene una pendiente media mayor, de 40.85°. La excesiva pendiente ha sido el factor topográfico más limitante para el control de los procesos erosivos y su restauración en todos los escenarios monitorizados, pero especialmente el de la carretera M-224 en Torres de la Alameda, ya que es el que presenta la mayor pendiente media. Disminuir la pendiente de los desmontes monitorizados favorecería el control de los procesos erosivos y su restauración.

Por otro lado, según la bibliografía consultada, la tierra vegetal normalmente no es estable cuando se extiende en pendientes superiores a 27° (2:1) (Jacobs *et al.*, 1967; Blaser & Woodruff, 1968; Smith, 1973). En el único desmonte en el que se aplicó tierra vegetal fue en el de Torres de la Alameda, que tiene una pendiente media de 40.85°. Así pues, la pendiente media de este desmonte es 13.85° superior a la pendiente máxima recomendada para que la tierra vegetal se mantenga estable una vez extendida. Debido a esta alta pendiente, la tierra vegetal no pudo ser extendida homogéneamente y quedó depositada en la parte inferior del desmonte. En consecuencia, para la aplicación de tratamientos superficiales que traten de mejorar las propiedades del suelo, favorecer el desarrollo de la vegetación y controlar la erosión, como son la propia tierra vegetal o el *compost* (referencias), sería necesaria la construcción de taludes con menores pendientes que las de los taludes monitorizados.

La orientación es otro de los factores que ha resultado determinante en el comportamiento erosivo y en el desarrollo de la vegetación. Este factor se ha detectado en el único escenario en el que se ha monitorizado su influencia, en el entorno del aeropuerto de Barajas. En este escenario, los desmontes orientados hacia el Sur y el Oeste experimentan valores de erosión superiores a los taludes orientados hacia el Norte y el Este respectivamente. La orientación Norte presenta los valores más bajos de producción de sedimentos y de suelo desnudo, mientras que la orientación Sur muestra los valores más altos de producción de sedimentos y los segundos más altos de suelo desnudo. Estos resultados están de acuerdo con la información existente sobre las variaciones de la cubierta vegetal en laderas con orientaciones Norte y Sur en *badlands* y taludes de regiones semiáridas (Guàrdia & Ninot, 1992; Lázaro-Suau, 1995; Martínez-Alonso & Valladares, 2002; Cantón *et al.*, 2004_a; Bochet & García-Fayos, 2004).

2. Estudio de la hidrología local y del entorno de los taludes

La hidrología (superficial y subterránea) local ha sido un factor determinante en la generación de intensos procesos de erosión en el desmonte monitorizado en la carretera A-1 a la altura de EL Molar. En este escenario, la modificación de la hidrología (superficial y subterránea) local durante las fases de movimientos de tierras junto con la falta de medidas eficaces para el control de la erosión ha causado intensos procesos de erosión superficial en todo el entorno de la infraestructura. Más concretamente, en el desmonte estudiado, por un lado la disposición de los niveles litológicos que los forman, y por el otro, el aporte de agua superficial y subterránea (proveniente tanto de dentro como de fuera del entorno de la infraestructura) a esos niveles, han favorecido el flujo de agua hacia su frente. Estos flujos han propiciado el desarrollo de la erosión por *seepage* que desencadenó los deslizamientos. Un estudio más detallado de la hidrología local en la fase de diseño de la infraestructura (o en la Evaluación de Impacto Ambiental) habría ayudado a predecir el desarrollo de intensos procesos de pérdida de suelo tanto dentro como fuera del entorno de la infraestructura. A partir de este conocimiento previo, se podrían haber tomado medidas de diseño y control de la erosión, bien para evitar o para minimizar los procesos erosivos dentro de la infraestructura.

3. Eficacia de los tratamientos de restauración aplicados en los taludes

A continuación se muestra la eficacia de los tratamientos de restauración aplicados en los desmontes monitorizados: la hidrosiembra "convencional", la extensión de tierra vegetal, y el aumento de la rugosidad y la retención de la tierra vegetal producida por un apero diseñado en el marco de esta tesis doctoral.

a) La hidrosiembra "convencional"

En los tres escenarios en los que se ha estudiado el estado erosivo de desmontes en infraestructuras lineales ya finalizadas de la Cuenca Sedimentaria de Madrid, el desmonte de la carretera A-1 a la altura de El Molar, los desmontes del entorno de la ciudad de Toledo y del aeropuerto de Barajas, la hidrosiembra "convencional" fue el único tratamiento aplicado en su restauración. A excepción de algunos desmontes del entorno del aeropuerto de Barajas, las hidrosiembras aplicadas en estos tres escenarios no han resultado útiles para su restauración, ya que en sus superficies se han desarrollado intensos procesos de pérdida de suelo asociados a la hidrología local. Además, puede ser que en los taludes de Barajas en los que si se ha producido un control de los procesos erosivos, el factor determinante para el éxito de su restauración no haya sido única o principalmente a la aplicación de las

hidrosiembras, sino una combinación de otros factores, como pueden ser la orientación o la disposición litoestratigráfica a lo largo de su perfil longitudinal.

La hidrosiembra "convencional" ha sido el método más extendido para la revegetación de taludes en las últimas décadas. A pesar de ello, no asegura la estabilización mecánica de los taludes, ni el control de los procesos erosivos en áreas con clima Mediterráneo (Bautista *et al.*, 1997; Andrés & Jorba, 2000; Tormo *et al.*, 2007; Bochet *et al.*, 2009; Mola *et al.*, 2011). Estos resultados concuerdan con lo obtenido en los escenarios estudiados de la Cuenca Sedimentaria de Madrid. De ahí que frente a la hidrosiembra "convencional", la restauración ecológica, basada en el manejo de procesos que asistan o dirijan en gran medida una auto-recuperación edáfica y vegetal, resulte una opción muy a tener en cuenta en taludes con clima Mediterráneo.

b) El extendido de tierra vegetal

Del único escenario en el que se han estudiado los efectos producidos por la extensión de tierra vegetal, el desmante monitorizado en la carretera M-224 de Torres de la Alameda, se deduce lo siguiente:

- La aplicación de la tierra vegetal ha aumentado significativamente la rugosidad superficial del desmante, lo que podría favorecer la creación de refugios (*safe-sites*) para el establecimiento de la vegetación.
- En los tramos del desmante donde ha conseguido estabilizarse la tierra vegetal, se ha favorecido el desarrollo de la vegetación.
- La alta pendiente del desmante no ha permitido la correcta extensión de la tierra vegetal, provocando que se acumule en la parte inferior, y que la parte superior permanezca descubierta de tierra vegetal.

El uso de tierra vegetal en la restauración de taludes favorece el establecimiento de la vegetación, mejora las propiedades del suelo (Cotts *et al.*, 1991; Harwood *et al.*, 1999; Balaguer, 2002; Claassen & Hogan, 2002) y la infiltración o la capacidad de retención de humedad. También reduce los procesos de erosión y mejora la estabilidad superficial (Claassen & Hogan, 2002). Adicionalmente, proporciona semillas de especies nativas presentes en el suelo antes de los movimientos de tierras (Ward *et al.*, 1996; Albaladejo *et al.*, 2000; Rokich *et al.*, 2000; Holmes, 2001). Además, Mola *et al.* (2011) recogen que el nitrógeno contenido en la tierra vegetal es la variable que mejor explica el desarrollo de la cobertura vegetal en taludes de carretera. Asimismo, la materia orgánica que contiene la tierra vegetal mejora la disponibilidad hídrica y la capacidad de enraizamiento (Holmes, 2001; Bochet & García-Fayos, 2010), lo que contribuye a aumentar la supervivencia de los individuos en épocas desfavorables. Es por eso que, en numerosos artículos y manuales

sobre restauración de taludes, se recomienda el uso de la tierra vegetal combinada con otros tratamientos como primera alternativa de restauración (Booze-Daniels, 2000). Todo lo anterior explica que después de un año desde su aplicación, las áreas del desmonte de Torres de la Alameda donde se ha depositado la tierra vegetal se haya obtenido una cubierta vegetal de en torno al 85%.

- c) Acabado superficial de los taludes. Efectos de un apero en la mejora de las condiciones abióticas y en la retención de tierra vegetal

La construcción de un talud experimental *ad hoc* en la finca La Higuera, ha permitido llevar a cabo una primera evaluación de la eficacia de distintas alternativas de acabado y manejo de la superficie de los taludes. El talud estaba formado fundamentalmente por arenas arcósicas, con una pendiente media de 30.10°. Se comparan los efectos del acabado superficial del apero (rugoso y descompactado) respecto a los del acabado "convencional" (liso y compactado). Se ha obtenido que el acabado superficial con el apero reduce la escorrentía y la producción de sedimentos. Además, estos efectos se mantuvieron durante todo el periodo experimental, aunque se produjo un decaimiento progresivo de dichos efectos.

En cambio, la aplicación del apero en el talud de la carretera M-224 en Torres de la Alameda, no fue tan beneficiosa como cabía esperar después de los resultados obtenidos en la finca experimental La Higuera. El desmonte de Torres de la Alameda está formado fundamentalmente por materiales arcillosos, y niveles arenosos con menor espesor en la parte superior, y su pendiente media es de 40.85°. Tras un año desde su aplicación los efectos del apero se habían borrado superficialmente. Además, la modificación de la microtopografía no tuvo por sí sola un efecto sobre el establecimiento de la vegetación. En cambio, la aplicación del apero sí que tuvo efectos beneficiosos para retener de manera más efectiva la tierra vegetal en el desmonte. Que la aplicación del apero no haya producido los efectos esperados en la mejora de las propiedades del suelo para favorecer el desarrollo de la vegetación y el control de los procesos erosivos, puede ser debido a los siguientes factores o a una combinación de ellos:

- La excesiva pendiente: el desmonte de Torres de la Alameda tiene una pendiente 10.05° mayor que la de la finca experimental La Higuera.
- La intensa actividad erosiva del desmonte de Torres de la Alameda asociada a materiales arcillosos.

Por tanto, dependiendo de las propiedades físicas y del tipo de material que forman los desmontes, los efectos producidos por un mismo apero en el control de los procesos erosivos y en el desarrollo de la vegetación pueden ser diferentes. La profundidad a la que

se aplica el apero podría ser un factor determinante. Aumentando la profundidad del tratamiento, sus efectos habrían alcanzado zonas más profundas del desmonte, donde no tienen lugar los intensos procesos de degradación del suelo actuantes en el desmonte de Torres de la Alameda. Por tanto, es de esperar que un aumento de la profundidad a la que se aplique el apero, también aumente la durabilidad de los efectos beneficiosos que aporta al suelo.

Resulta pertinente destacar que en el escenario de Torres de la Alameda la aplicación del apero ha retenido de manera más efectiva la tierra vegetal en el desmonte. Estos resultados coinciden con las recomendaciones realizadas por la agencia gubernamental de EE.UU., Caltrans, la cual recomienda el tratamiento de la superficie para mejorar la estabilización de la tierra vegetal (Caltrans, 2010). Por tanto, la aplicación de diferentes acabados superficiales, por ejemplo, mediante el acabado superficial producido por el apero diseñado en el marco de esta tesis doctoral, es favorable para retener otros tratamientos que mejoren las propiedades del suelo, como puede ser la aplicación de fertilizantes, de *compost* o de tierra vegetal.

4. Influencia de la evolución geomorfológica y de los gradientes erosivos en la restauración ecológica de los taludes

En todos los escenarios monitorizados se han detectado intensos procesos de erosión hídrica, que son indicadores de una gran inestabilidad superficial y una intensa evolución geomorfológica. Esta intensa evolución geomorfológica muestra un desequilibrio entre las características físicas de los desmontes y las de su entorno natural.

Tal y como se ha mostrado en el apartado anterior, tanto en los taludes del entorno de la ciudad de Toledo como del aeropuerto de Barajas, a lo largo del perfil longitudinal de sus desmontes se han descrito gradientes litoestratigráficos que influyen en el comportamiento erosivo y en la evolución geomorfológica a lo largo del perfil longitudinal de sus desmontes. Más concretamente en Barajas, se han descrito una gran cantidad de interacciones, entre las propiedades del suelo con el comportamiento erosivo y el desarrollo de la vegetación de los desmontes, propiciadas por las variaciones litoestratigráficas. Por tanto, se puede considerar que las variaciones litoestratigráficas propician la aparición de gradientes erosivos a lo largo del perfil longitudinal de los desmontes. Esto mismo ocurre en Torres de la Alameda y en El Molar, los otros dos escenarios situados en desmontes de infraestructuras lineales. A continuación se realiza una breve descripción de los gradientes litoestratigráficos y erosivos que se producen a lo largo del perfil longitudinal de ambos escenarios:

- En Torres de la Alameda, se han detectado procesos de pérdida de suelo más intensos en los sedimentos arcillosos y limosos Terciarios, situados en la parte inferior del desmonte, que en los sedimentos arenosos Cuaternarios, situados en la parte superior.
- En El Molar, la erosión por *seepage* se ha desarrollado en el segundo nivel litoestratigráfico de los tres que forman el desmonte, lo que ha propiciado que el comportamiento erosivo y la evolución geomorfológica de estos tres niveles haya variado a lo largo de su perfil longitudinal.

Por consiguiente, para todos los desmontes monitorizados, la disposición de los niveles litoestratigráficos a lo largo de sus perfiles longitudinales propicia la aparición de gradientes erosivos que influyen de manera determinante en su evolución geomorfológica y en el funcionamiento del sistema suelo-vegetación. Por tanto, entender el funcionamiento de los gradientes ecológicos que se producen a lo largo del perfil longitudinal de los desmontes es vital para obtener su restauración.

10.1. CONCLUSIONES SOBRE EL ESTADO EROSIVO DE LOS TALUDES MONITORIZADOS DE LA CUENCA SEDIMENTARIA DE MADRID

1. Los procesos de erosión que se han desarrollado en los cinco escenarios monitorizados de la Cuenca Sedimentaria de Madrid han sido promovidos por las variaciones de la hidrología de los taludes y de su entorno. En los taludes donde no se den unas condiciones hidrogeológicas propicias para que la erosión por *seepage* aparezca, es de esperar que los procesos de erosión asociados a la hidrología superficial sean los que controlen su evolución geomorfológica. En sedimentos arenosos y de gravas, los procesos de erosión hídrica laminar y por regueros son los que controlan en mayor medida su evolución geomorfológica. En cambio, en sedimentos arcillosos y limosos, además de los procesos de erosión laminar y por regueros, las pérdidas de suelo se han debido al desarrollo y caída de estructuras *popcorn*, cuya formación se han asociado a un ciclo meteorológico característico, y por pequeños movimientos en masa húmedos (coladas de barro o *mudflow*) y en seco. El ciclo meteorológico referido, que consiste en la alternancia de periodos con precipitación suficiente para saturar el suelo, con otros periodos que sequen dicha humedad retenida, es muy común en áreas de clima Mediterráneo.
2. En tres de los cuatro escenarios situados en desmontes de infraestructuras lineales de la Cuenca Sedimentaria de Madrid (Toledo, El Molar y Torres de la Alameda) se produjeron intensos procesos de erosión, superando con creces la tasa de erosión que impide un "correcto" desarrollo edáfico, que se ha estimado en $1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. Más concretamente, tanto en la carretera A-1 a la altura de El Molar como en el entorno de la ciudad de Toledo se han estimado tasas de erosión por encima de $250 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, mientras que en la carretera M-224 en Torres de la Alameda, aunque no se ha cuantificado, se han descrito intensos procesos de pérdida de suelo. En cambio, en el entorno del aeropuerto de Barajas, el otro escenario situado en infraestructuras lineales de la Cuenca de Madrid, la tasa media de erosión ha sido de $15.35 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. En este último escenario, las diferencias entre la producción de sedimentos de los desmontes llegan a ser de hasta tres órdenes de magnitud, con tasas de erosión que varían entre $0.01 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ y $45.44 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$.
3. En la comparación entre las pérdidas de suelo y las redes de drenaje de los desmontes del entorno de la ciudad de Toledo, el desmonte con morfología cóncava ha presentado la menor tasa de erosión y la menor densidad de drenaje. En la comparación en función de la litología, el desmonte arenoso ha presentado la mayor tasa de erosión y la mayor

densidad de drenaje, mientras que el desmonte franco-arenoso ha presentado la menor tasa de erosión, y el arcilloso la menor densidad de drenaje. Lo anterior se explica porque hay un 40% del desmonte arcilloso que no presenta regueros, pero que es erosionado por estructuras tipo *popcorn*, incrementando su tasa de erosión por encima de la del desmonte franco-arenoso, sin incrementar su densidad de drenaje. En el estudio sobre la evolución de las pérdidas de suelo y de la densidad de las redes de drenaje a lo largo de los perfiles longitudinales de estos desmontes, las tasas de erosión han resultado muy heterogéneas, aunque siempre superiores a $123 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. Esta heterogeneidad se ha asociado a factores de control no monitorizados, como por ejemplo, las variaciones en las propiedades del sustrato producidas por los cambios litoestratigráficos a lo largo del perfil longitudinal de estos desmontes.

4. En el desmonte de la carretera A-1 a la altura de El Molar (Madrid), la erosión por *seepage* fue promovida por la modificación de la hidrología superficial y subterránea local en las fases de movimientos de tierras durante la construcción de la infraestructura. El suelo movilizado por el primer proceso de erosión por *seepage* fue muy alto, de al menos $269.53 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$. Además, durante los 408 días en los que se realizó el seguimiento de este desmonte, se estimó una intensa evolución geomorfológica, producida por la reactivación de la erosión por *seepage*, por la actividad de los procesos de erosión hídrica superficiales y por pequeños deslizamientos y movimientos en masa.
5. Respecto a la influencia de las precipitaciones en la producción de sedimentos, realizada en el entorno del aeropuerto de Barajas, no existe una correlación estadísticamente significativa entre los sedimentos registrados en cada periodo de precipitación y la precipitación total acumulada. En cambio, sí que existe correlación estadísticamente significativa entre la producción de sedimentos y las intensidades máximas I_{60} , I_{30} , I_{15} e I_5 de cada periodo de precipitación, siendo I_{15} la intensidad que ofrece el mayor grado de correlación. Estos resultados ponen de manifiesto la importancia de los eventos de precipitación extremos en el comportamiento erosivo y en la restauración de taludes de infraestructuras lineales.
6. De los factores monitorizados en el entorno del aeropuerto de Barajas, los que han obtenido una correlación estadísticamente significativa con el comportamiento erosivo y/o con la cubierta vegetal de las parcelas monitorizadas son: la orientación, las gravas de entre 19-6 mm y la Resistencia a la Compresión Simple (RCS). Los desmontes orientados hacia el Sur y el Oeste experimentan valores de erosión superiores a los taludes orientados hacia el Norte y el Este respectivamente. Por otro lado, la producción de sedimentos aumenta con el porcentaje de gravas de 19-6 mm. Además, la producción de sedimentos y la cubierta vegetal disminuyen con la RCS. Se han

relacionado valores bajos de RCS con mejoras en las condiciones locales del suelo, las cuales favorecen su conservación y el desarrollo de la vegetación.

7. Del análisis de las variaciones litoestratigráficas a lo largo del perfil longitudinal de los desmontes, realizados en el entorno del aeropuerto de Barajas, se detectaron abundantes cambios de facies, que otorgan una gran heterogeneidad a los desmontes, propiciando la formación de lo que aquí hemos denominado Unidades con Cubierta Vegetal Homogénea (UCVHs). Más concretamente, se han estimado correlaciones estadísticamente significativas entre las siguientes propiedades locales del suelo de las UCVHs: las fracciones de tamaño de partículas y la humedad, la rugosidad, la RCS y la cubierta vegetal, y también entre la humedad y la cubierta vegetal. Por tanto, las variaciones estratigráficas que se producen a lo largo del perfil longitudinal de estos desmontes influyen en las propiedades del sustrato, las cuales propician la formación de las UCVHs. A su vez, también se ha puesto de manifiesto que las UCVHs influyen en la evolución geomorfológica y en el comportamiento erosivo de los desmontes en su conjunto.
8. Del análisis de la influencia de la rugosidad en las propiedades del suelo de las UCVHs en el entorno del aeropuerto de Barajas, se obtuvieron correlaciones estadísticamente significativas con la humedad, la RCS, con el contenido de gravas de entre 19-6 mm, con todos los tipos de arenas analizadas y con los finos, entre los que se ha destacado la correlación directa entre la rugosidad y la humedad. Estos resultados se pueden deber a que las áreas del desmonte cubiertas por regueros presentan una mayor cobertura vegetal que las áreas que están entre los regueros. Por tanto, la vegetación presente en los regueros podría estar reduciendo la velocidad de la escorrentía, favoreciendo la retención de humedad y afectando a otras propiedades del suelo determinantes en el desarrollo de la vegetación, lo que a su vez podría repercutir en la evolución geomorfológica de estos desmontes.

10.2. CONCLUSIONES SOBRE LOS EFECTOS DEL ACABADO SUPERFICIAL DE UN APERO, DISEÑADO EN EL MARCO DE ESTA TESIS DOCTORAL, PARA LA MEJORA DE LAS CONDICIONES ABIÓTICAS Y LA RETENCIÓN DE LA TIERRA VEGETAL EN TALUDES

1. De la comparación entre el acabado superficial del apero, rugoso y descompactado, con el acabado "convencional", liso y compactado, realizada en el desmonte experimental de la finca La Higuera, se obtuvo que tanto bajo lluvia natural como bajo lluvia simulada las microparcels de acabado con apero dieron lugar a coeficientes de escorrentía y producción de sedimentos significativamente más bajos. Bajo lluvia natural, en las microparcels con acabado convencional la tasa media de erosión y la escorrentía fueron respectivamente un 48.55% y un 65.17% mayores que las de las microparcels con acabado de apero. Bajo lluvia simulada, en las microparcels con acabado convencional la tasa media de erosión y la escorrentía fueron respectivamente tres órdenes de magnitud y un 56.66% mayores que las de las microparcels con acabado de apero. A pesar de ello, durante los dos periodos experimentales se detectó un decaimiento de los efectos producidos por el apero en el control de la escorrentía y de la producción de sedimentos.
2. En el desmonte de la carretera M-224 situada en Torres de la Alameda (Madrid) la modificación de la microtopografía mediante el apero no ha tenido un efecto sobre el establecimiento de la vegetación, en cambio, ha contribuido a retener de manera más efectiva la tierra vegetal en el desmonte. Además, en las partes del desmonte en las que se ha establecido la tierra vegetal después de un año desde su extensión, se ha favorecido el establecimiento de la vegetación. La excesiva pendiente (pendiente media=40.85°) y la intensa actividad erosiva de este desmonte pueden ser los dos factores que han propiciado que después de un año desde la aplicación del apero a una profundidad máxima de 15 cm, no se haya favorecido el establecimiento de la vegetación.

10.3. CONCLUSIONES APLICABLES PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES EN ÁREAS DE CLIMA MEDITERRÁNEO

1. La utilización de criterios geomorfológicos para adaptar la morfología de los taludes de infraestructuras lineales al paisaje local sería de gran utilidad para promover su restauración ecológica. Más concretamente, para crear superficies más maduras, en un equilibrio relativo con su entorno, que favorecieran el control de los procesos erosivos y el desarrollo de la vegetación, sería de gran utilidad reducir la pendiente en cuanto sea posible y modificar el perfil longitudinal "convencional" de los taludes, caracterizado por presentar gradientes constantes, por morfologías cóncavas o cóncavo-convexas. Y también, modificar su configuración tridimensional, cambiando superficies perfectamente planas por otras festoneadas o que incluyan redes de regueros.
2. Tener en cuenta la orientación de los desmontes a la hora de diseñar su morfología, también puede resultar de gran utilidad para favorecer su restauración ecológica. Por ejemplo, debido a que en los taludes orientados hacia el Sur y el Oeste se produce una mayor erosión y un menor desarrollo de la vegetación que en los orientados hacia el Norte y el Este, podría ser recomendable que los taludes orientados hacia el Sur y el Oeste fueran construidos con menor longitud y pendiente. Adicionalmente, el factor orientación debería ser considerado en la elección de los tratamientos para promover la restauración ecológica de los taludes (incluyendo la propia revegetación).
3. El corte de los flujos de agua superficiales, subsuperficiales y subterráneos, el corte de los niveles freáticos y las modificaciones de las características físicas de los sustratos expuestos, pueden crear algún tipo de inestabilidad y generar intensos procesos de erosión. Por tanto, para garantizar la estabilidad superficial de los taludes en general, y más concretamente para favorecer una restauración ecológica, son necesarios estudios hidrológicos que deberían tener en cuenta las zonas de infiltración aguas arriba de los taludes, así como estudios detallados sobre la litoestratigrafía local.
4. La hidrosiembra con mezcla de semillas "convencional" no ha resultado una técnica de restauración eficaz para favorecer el control de los procesos erosivos y el desarrollo de la vegetación en los taludes estudiados de infraestructuras lineales de la Cuenca Sedimentaria de Madrid. Estos resultados son similares a los obtenidos en otras publicaciones llevadas a cabo sobre taludes de infraestructuras lineales en áreas de clima Mediterráneo españoles. Por tanto, todos estos resultados parecen revelar que, en los taludes formados por materiales no consolidados en áreas de clima Mediterráneo, la

restauración mediante el uso de hidrosiembras "convencionales" no resulta por si sola una medida eficaz para favorecer el control de los procesos erosivos y el desarrollo de la vegetación.

5. De acuerdo con la revisión bibliográfica realizada y a los resultados obtenidos en esta tesis doctoral, el extendido de tierra vegetal mejora muchas de las propiedades del sustrato que favorecen su protección frente a los procesos erosivos y el desarrollo de la vegetación, tales como el aumento de la rugosidad, de la infiltración, de la retención de humedad y de la concentración de nutrientes y de semillas. Por tanto, se recomienda su uso combinado con otros tratamientos que mejoren su estabilización, como por ejemplo mediante algún tipo de laboreo del sustrato. A pesar de ello, los desmontes con muy altas pendientes, no permiten su correcta extensión y estabilización. Por ejemplo, en el desmonte estudiado en la carretera M-224 en Torres de la Alameda, con una pendiente media de 40.5°, y una pendiente máxima en su parte superior de 45.8°, no se recomienda el uso de esta técnica de restauración.
6. El estudio detallado de la estratigrafía local ha resultado clave para, por un lado identificar los procesos de pérdida de suelo que operan en las superficies de los taludes y el estado erosivo en el que se encuentran, y por el otro interpretar la evolución geomorfológica que sufren los taludes.

10.4. LA CONTINUIDAD DEL ESTUDIO DE LOS PROCESOS DE PÉRDIDA DE SUELO EN TALUDES PARA FAVORECER SU RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

A continuación se indica las líneas de investigación, que según el criterio de este grupo de investigación, serían de gran interés para mejorar el conocimiento sobre los procesos de pérdida de suelo y de la evolución geomorfológica de los taludes de infraestructuras lineales en áreas de clima Mediterráneo. Este conocimiento se considera de gran utilidad para poder obtener la restauración ecológica de los taludes.

1. La realización de estudios sobre escenarios reales, o experimentales con dimensiones similares a las reales, sobre la efectividad del remodelado del terreno mediante técnicas que adapten la morfología de los taludes a la del entorno, como las de tipo *Landform Grading* o *Contour Grading*, en el control de los procesos erosivos y en el desarrollo edáfico y de la vegetación. También sería de gran interés determinar la influencia de distintas combinaciones morfológicas de los taludes en los procesos erosivos y en el desarrollo edáfico y de la vegetación, como por ejemplo, mediante la variación de la pendiente a lo largo del perfil longitudinal, como es el caso de diferentes tipos de perfiles cóncavos o cóncavo-convexos. En este sentido, un gran reto en nuestro país sería construir algún talud con estas características, ya fuera real o experimental.
2. Respecto a la hidrología del entorno de la infraestructura, serían necesarios estudios que mejoraran el entendimiento sobre los efectos que tiene la modificación del contorno natural y de las líneas de flujo hidrológico por donde discurren las infraestructuras lineales. Todo ello mediante medidas directas de campo que ayuden a crear patrones de referencia y a desarrollar o mejorar modelos hidrológicos existentes capaces de trabajar a pequeñas escalas, como por ejemplo es el software HYDRUS 1D/2D/3D.
3. Para una mejor comprensión sobre los procesos de pérdida de suelo que operan en los taludes de infraestructuras lineales sería necesaria la realización de estudios que estimaran con precisión las tasas de erosión de los desmontes, junto con la monitorización detallada de sus propiedades morfológicas, edáficas, físicas y químicas, bajo combinaciones de diferentes morfologías, ambientes y litologías. Estos estudios serían especialmente útiles si se aplicaran para entender el comportamiento de los taludes tanto en su conjunto, como a diferentes localizaciones y escalas. A partir de los datos obtenidos en estas investigaciones se podrían obtener modelos de erosión que se ajusten de forma más precisa a la realidad de los procesos de erosión que se desarrollan en los taludes. Más concretamente, la realización de estudios y diseños experimentales dedicados a comprender el funcionamiento de los sistemas locales

suelo-vegetación, asociados a las variaciones litoestratigráficas, junto con la interacción de estos sistemas con los procesos hidrológicos, serían de gran interés para determinar su influencia en los gradientes erosivos y en la evolución geomorfológica de estas superficies.

4. Respecto a la efectividad de los tratamientos aplicados en el marco de esta tesis doctoral, como es el uso de tierra vegetal y el apero utilizado para aumentar la rugosidad y/o descompactar el sustrato, serían necesarios ensayos que evalúen su efectividad bajo diferentes condiciones. En el caso del apero, por ejemplo, sería de gran utilidad investigaciones dedicadas a evaluar los beneficios que ofrecen para la restauración ecológica la aplicación de este tipo de acabado a distintas profundidades del talud. En la aplicación de la tierra vegetal, por ejemplo, sería de gran utilidad investigaciones dedicadas a evaluar diferentes acabados superficiales del talud que mejoren su retención.

10.5. CONCLUSIONES METODOLÓGICAS

1. El Láser Escáner Terrestre (*Terrestrial Laser Scanner*, TLS) supone un gran avance con respecto a las técnicas topográficas preexistentes. El gran volumen y precisión de los datos obtenidos hacen del TLS una herramienta capaz de evaluar las variaciones superficiales microtopográficas producidas por la evolución geomorfológica que ocurren en los taludes de infraestructuras lineales. Por tanto, el TLS resulta una técnica novedosa y poco desarrollada, pero con gran potencial para el estudio de la evolución geomorfológica superficial de los taludes. Más concretamente, en esta tesis doctoral se han desarrollado metodologías para estimar la variación de la rugosidad superficial del suelo, los volúmenes de suelo removido por la erosión por regueros y por *seepage*, la disposición de las redes de drenaje superficiales y el volumen de tierra vegetal incorporado para su restauración.
2. El diseño experimental basado en la construcción de un talud experimental *ad hoc* se ha revelado de una extraordinaria utilidad para llevar a cabo una primera evaluación de la eficacia de distintas alternativas de acabado y manejo de la superficie de los taludes, previa a su aplicación en obra.
3. Las trampas de sedimento (*sediment fences*) resultan una metodología de pérdida de suelo cuantitativa y directa que no modifica ninguna de las propiedades del suelo que afectan a su estabilidad, por lo que es idónea para el seguimiento de las pérdidas de suelo de los taludes. Es importante señalar, que debido a la existencia de gradientes erosivos y ecológicos a lo largo del perfil longitudinal de los desmontes, las producciones de sedimentos que se obtienen mediante esta metodología no tienen por qué ser representativas del estado erosivo local a lo largo del perfil longitudinal de los desmontes monitorizados.

11.BIBLIOGRAFÍA

- Abam, T.K.S. 1993. Factors affecting distribution of instability of river banks in the Niger delta. *Engineering Geology* 35: 123–133.
- Abramson, L.W.; Lee, T.S.; Sharma, S.; Boyce, G.M. 2002. *Slope stability and stabilization methods*. John Wiley & Sons. Chisester, G.B.
- Adams, P.P. & Blaser, R.E. 1979. Improving vegetation and mowing management in highway corridors. Final Report For the Virginia Department of Transportation. Virginia Transportation Research Council. Charlottesville. U.S. Department of Transportation, and Federal Highway Administration. EE.UU.
- A.E.M.A. 1998. Medio Ambiente en Europa. El Informe Dobris. Luxembourg Office for official publications of the European Community. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España.
- Aerts, R.; Maes, W.; November, E.; Behailu, M.; Poesen, J.; Deckers, J.; Hermy, M.; Muys, B. 2006. Surface runoff and seed trapping efficiency of shrubs in a regenerating semiarid woodland in northern Ethiopia. *Catena* 65: 61–70.
- Albaladejo, J.; Alvarez, J.; Querejeta, J.; Díaz, E.; Castillo, V. 2000. Three hydro-seeding revegetation techniques for soil erosion control on anthropic steep slopes. *Land Degradation & Development* 11: 315–325.
- Alexander, R.W.; Harvey, A.M.; Calvo, A.; James, P.A.; Cerdà, A. 1994. Natural stabilisation mechanisms on badland slopes: Tabernas, Almería, Spain. En: *Environmental Change in Drylands*. Ed: Millington, A.C.; Pye, K. John Wiley & Sons. Chisester, G.B. 85–111.
- Amezketta, E. 1999. Soil aggregate stability: a review. *Journal of Sustainable Agriculture* 14: 83–151.
- Anderson, B.; Simons, D.B. 1983. Soil erosion study of exposed highway construction slopes and roadways. *Transportation Research Record* 948: 40–47.
- Andres, P.; Zapater, V.; Pamplona, M. 1996. Stabilization of motorway slopes with herbaceous cover, Catalonia, Spain. *Restoration Ecology* 4: 51–60.
- Andres, P. & Jorba, M. 2000. Mitigation strategies in some motorway embankments (Catalonia, Spain). *Restoration Ecology* 8(3): 268–275.
- Arnalds, O. & Kimble, J. 2001. Andisols of deserts in Iceland. *Soil Science Society of America Journal* 65: 1778–1786.
- Arnoldus, H.M.J. 1977. Predicting soil losses due to sheet and rill erosion. *FAO Conservation Guide* 1 99–124.
- Ashley, E.P. & Robinson, J.T. 1996. Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the Long Point causeway, Lake Erie, Ontario. *Canadian Field-Naturalist* 110: 403–412.
- Atawoo, M. A. & Heerasing, J. M. 1997. Estimation of soil erodibility and erosivity of rainfall patterns in mauritius. *Food and Agricultural Research Council. Mauritius*. 219–223

- Atlas del mundo de desertificación, UNEP. 1992. Datos de GLASOD (Global Assessment of Soil Deterioration).
- Atterberg, A. 1911. Über die physikalische Bodenuntersuchung, und über die Plastizität der Tone, Internationale Mgen für Bodenkunde, Vol.1. En: Genske, D.D. 2003. Urban land: degradation, investigation, remediation. Springer Berlin Heidelberg. New York. EE.UU.
- Ayala, F.J. & Andréu, F. 2006. Manual de Ingeniería de Taludes. Instituto Geológico y Minero de España Madrid, España.
- Ayres, B; Dobchuk, D; Christensen, D.; O’Kane, M.; Fawcett, M. 2006. Incorporation of natural slope features into the design of final landforms for waste rock stockpiles. 7º International Conference on acid rock drainage. Sant Louis. EE.UU. 59-75.
- Badano, E.I.; Cavieres, L.A.; Molina-Montenegro, M.A.; Quiroz, C.L. 2005. Slope aspect influences plant association patterns in the Mediterranean matorral of central Chile. Journal of Arid Environments 62: 93-108.
- Balaguer, L. 2002. Las limitaciones de la restauración de la cubierta vegetal. Ecosistemas 11: 7-82.
- Barbero, F.; Martín-Duque, J.F.; De Alba, S.; Mola, I.; Balaguer, L. 2009_a. Caracterización y estabilidad geomorfológica de desmontes de infraestructuras lineales de la Cuenca de Madrid. J. Corominas y M. Hürlimann. VII Simposio Nacional sobre Taludes y Laderas Inestables. CIMNE, Barcelona. 1360-1371.
- Barbero, F.; De Alba, S.; Catalán, J.; Martín Herrero, A.; Martín-Duque, J.F. 2009_b. Análisis de la morfología de las redes de drenaje desarrolladas sobre la superficie de desmontes: implicaciones sobre la respuesta erosiva y la estabilidad superficial del talud. J. Corominas y M. Hürlimann. VII Simposio Nacional sobre Taludes y Laderas Inestables. CIMNE, Barcelona. 1348-1359.
- Barbero, F.; Martín, A.I.; Catalán, J.; Alcázar, M.; Cermeño, F.I.; Martín-Duque, J.F.; De Alba, S. 2011. Aplicación de la tecnología de laser escáner terrestre (TLS) para el estudio de procesos erosivos en taludes de infraestructuras lineales. V Simposio nacional sobre control de la degradación y uso sostenible del suelo. Murcia. 127-131.
- Barroso, E.; Barbero, F.; Martín-Duque, J.F.; De Alba, S. 2010. Error analysis of data collected with Terrestrial Laser Scanner. Implications form monitoring the surfaces evolution of roadslopes. 7th European Conference on Ecological Restoration. Avignon, Francia.
- Bautista, S.; Bellot, J.; Vallejo, V.R. 1996. Mulching treatment for postfire soil conservation in a semiarid ecosystem. Arid Soil Research and Rehabilitation 10: 235-242.
- Bautista, S.; Abad, N.; Lloret, J.; Blade, C.; Ferran, A.; Ponce, J.M.; Alloza, J.A.; Bellot, J.; Vallejo, V.R. 1997. Siembra de herbáceas y aplicación de mulch para la conservación de suelos afectados por incendios forestales. En: Vallejo, V.R. (Ed.), La restauración de la cubierta vegetal de la Comunidad Valenciana. Fundación CEAM, CEAM-Consellería de Agricultura y Medio-Ambiente, Valencia. 395-444.

- Bautista, S. 1999. Regeneración post-incendio de un pinar (*Pinus halepensis*, Miller) en ambiente semiárido. Erosión del suelo y medidas de conservación a corto plazo. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante. España.
- Bee, M.A.; Swanson, E.M. 2007. Auditory masking of anuran advertisement calls by road traffic noise. *Animal Behaviour* 74: 1765-1776.
- Beighley, R.E.; Dunne, T.; Melack, J.M. 2005. Understanding and modelling basin hydrology: interpreting the hydrogeological signature. *Hydrological Processes* 19: 1333-1353.
- Benik, S.R.; Wilson, B.N.; Biesboer, D.D.; Hansen, B. The efficacy of erosion control products under field conditions. Final Report, Minnesota Department of Transportation. Minnesota.
- Bennett, H.H. 1939. Soil conservation. McGraw Hill. New York. EE.UU.
- Bennie, J.; Hill, M.; Baxter, R.; Huntley, B. 2006. Influence of slope and aspect on long-term vegetation change in British chalk grasslands. *Journal of Ecology* 94: 355-368.
- Bhattacharyya, R.; Davies, K.; Fullen, M. A.; Booth, C. A. 2008. Effects of Palm-mat Geotextiles on the Conservation of Loamy Sand Soils in East Shropshire, UK. *Catena. Advances in GeoEcology* 39: 527-538.
- Bilz, P. 1995. Slope stability in partially saturated sandy soils. Proceedings of the first international conference on unsaturated soils. Paris. Francia. 257-264.
- Bitelli, M.; Campbell, G. S.; Flury, M. 1999. Characterization of particle-size distribution in soil with a fragmentation model. *Soil Science. Society of America Journal* 63(4): 782-788.
- Blaser, R.E. & Woodruff, I.M. 1968. The need for specifying two-or three-step seeding and fertilization practices for establishing sod on highways. National Academy of Science Highways Research Board. Highway Research Reclamation. Washington, D.C. EE.UU. 246: 44-49.
- Blaser, R.E. & Perry H.D. 1975. Establishing vegetation for erosion control along highways in the Appalachian region. Chapter. 8. EPA.440/9-75-006. USEPA. Washington D.C. EE.UU.
- Blaser, R.E; Wright, D.I; Perry, H.D. 1975. Erosion control during highway construction. *Rural and urban roads* 13(4): 38-40.
- Bliss, L.C. & Gold, W.G. 1999. Vascular plant reproduction, establishment, and growth and the effects of cryptogamic crusts within a polar desert ecosystem, Devon Island, N.W.T., Canada. *Canadian Journal of Botany* 77: 623-636.
- Bochet, E.; Rubio, J.L.; Poesen, J. 1999. Modified top soil islands within a patchy Mediterranean vegetation in SE Spain. *Catena* 38: 23-44.
- Bochet, E.; Poesen, J.; Rubio, J.L. 2000. Mound development as an interaction of individual plants with soil, water erosion and sedimentation processes on slopes. *Earth Surface Processes and Landforms* 25: 847-867.

- Bochet, E. & García-Fayos, P. 2004. Factors controlling vegetation establishment and water erosion on motorway slopes in Valencia, Spain. *Restoration Ecology* 12: 166–174.
- Bochet, E.; García-Fayos, P.; Alborch, B.; Tormo, J. 2007_a. Soil water availability effects on seed germination account for species segregation in semiarid roadslopes. *Plant and Soil* 295: 179–191.
- Bochet, E.; García-Fayos, P.; Tormo, J. 2007_b. Road slope revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part I: seed dispersal and spontaneous colonization. *Restoration Ecology* 15: 88–96.
- Bochet, E.; García-Fayos, P.; Poesen, J. 2009. Topographic thresholds for plant colonisation on semiarid eroded slopes. *Earth Surface Processes and Landforms* 34: 1758–1771.
- Bochet, E.; García-Fayos, P.; Tormo, J. 2010_a. How can we control erosion in roadslopes of semiarid Mediterranean areas? *Land Degradation and Development* 21: 110–121.
- Bochet, E.; Tormo, J.; García-Fayos, P. 2010_b. Native species for roadslope revegetation: selection, validation and cost effectiveness. *Restoration Ecology* 18(5): 656–663.
- Bodoque, J.M.; Lucía, A.; Ballesteros, J.A.; Martín-Duque, J.F.; Rubiales, J.M.; Genova, M. 2011. Measuring medium-term sheet erosion in gullies from trees: a case study using dendrogeomorphological analysis of exposed pine roots in central Iberia. *Geomorphology* 134: 417–425.
- Boer, M.; Puigdefábregas, J. 2005. Effects of spatially structured vegetation patterns on hillslope erosion in a semiarid Mediterranean environment: a simulation study. *Earth Surface Processes and Landforms* 30: 149–167.
- Boix-Fayos, C.; Calvo-Cases, A.; Imeson, A.C.; Soriano-Soto, M.D. 2001. Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and the use of aggregate size and stability as land degradation indicators. *Catena* 44: 47–67.
- Bonneau, M. & Levy, G. 1987. Ensamblaje y organización física de las partículas del suelo. En Bonneau, M. & Soucher, B. *Edafología: constituyentes y propiedades del suelo*. Masson. Barcelona. 232–249.
- Booze-Daniels, J.N.; Daniels, W.L.; Schmidt, R.E.; Krouse, J.M.; Wright, D.L. 2000. Establishment of low maintenance vegetation in highway corridors. 887–920. En "Reclamation of Drastically Disturbed Lands". Barnhisel R.I., Darmody R.G., Daniels L. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin. EE.UU.
- Borselli, L.; Torri, D.; Poesen, J.; Salvador, P. 2001. Effect of water quality on infiltration, runoff and interrill erosion processes during simulated rainfall. *Earth Surface Processes and Landforms* 26: 339–342.
- Bouyoucos, G.J. 1935. The clay ratio as a criterion of susceptibility of soils to erosion. *Journal of American Society of Agronomy* 27: 738–751.

- Box, T.W. 1978. The significance and responsibility of rehabilitating drastically disturbed land. En Schaller, F.W & Sutton, P. Reclamation of drastically disturbed lands. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin. EE.UU. 1-10.
- Box, J. (1981). The effects of surface slaty fragments on soil erosion by water. Soil Science Society of America Journal 45: 111-116.
- Brady, N.C. & Weil, R.R. 2008. The nature and properties of soils. 14th ed. Pearson Education, Inc., New Jersey. EE.UU.
- Bradford, J.M. & Piess, R.P. 1980. Erosional development of valley-bottom gullies in the Upper Midwestern United States. En D. Coates & J.D. Vitek. Thresholds in Geomorphology. Allen, G.B. 75-101.
- Bryan, R.B. 2000. Soil erodibility and processes of water erosion on hillslope. Geomorphology 32 (3-4): 385-415.
- Brown, C.S. & Rice, K. J. 2000. The mark of Zorro: effects of the exotic annual grass *Vulpia myuros* on California native perennial grasses. Restoration Ecology 8: 10-17.
- Brown, K.J. 1994. River-bed sedimentation caused by off-road vehicles at river fords in the Victorian Highlands, Australia. Water Resources Bulletin 30: 239-50.
- Brown, S.A. 1982. Prediction of channel bed grade changes at highway stream crossings. Transportation Research Record 896: 1-11.
- Bugosh, N. 2006. Basic Manual for Fluvial Geomorphic Review of Landform Designs. Office of Surface Mining of the US Department of the Interior, Denver.
- Buol, S.W.; Hole, F.D.; McCracken, R.J. 1991. Génesis y Clasificación de Suelos. Trillas. México.
- Butaye, J.; Jacquemin, H.; Honnay, O.; Hermy, M. 2002. The species pool concept applied to forests in a fragmented landscape: dispersal limitation versus habitat limitation. Journal of Vegetable Science 13: 27-34.
- Cammeraat, L.H. 2004. Scale dependent thresholds in hydrological and erosion response of a semi-arid catchment in southeast Spain. Agriculture, Ecosystems & Environment 104: 317-332.
- Calvo, A.; Harvey, A.M.; Paya, J.; Alexander, R.W. 1992. Response of badland surfaces in southeast Spain to simulated rainfall. Quaternary Geomorphology 5: 3-14.
- Caltrans (California Department of Transportation). 2003. Caltrans erosion control new technology report. EE.UU.
- Caltrans (California Department of Transportation). 2007. Monitoring and assessment of erosion control treatments in and around the Lake Tahoe Basin. Final Report. EE.UU.
- Caltrans (California Department of Transportation). 2010. Key concepts of sustainable erosion control. Technical guide. EE.UU.

- Caltrans (California Department of Transportation). 2011_a. Roughen soil surface. http://www.dot.ca.gov/hq/LandArch/ec/earthwork/roughen_soil_surface.htm.
- Caltrans (California Department of Transportation). 2011_b. Mulch. <http://www.dot.ca.gov/hq/LandArch/ec/organics/mulch.htm>.
- Calvo, A. & La Roca, N. 1988. Slope form and soil erosion on calcareous slopes (Serra Grossa, Valencia). *Catena Supplement* 12: 103-112.
- Cammeraat, L.H. & Imeson, A.C. 1998. Deriving indicators of soil degradation from soil aggregation studies in southeastern Spain and southern France. *Geomorphology* 23: 307–321
- Cantón, G.; del Barrio, G.; Solé-Benet, A.; Lázaro, R. 2004_a. Topographic thresholds on the spatial distribution of ground cover in the Tabernas badlands of SE Spain. *Catena* 55: 341–365.
- Cantón, G.; Solé-Benet, A.; Domingo, F. 2004_b. Temporal and spatial patterns of soil moisture in semiarid badlands of SE Spain. *Journal of Hydrology* 285: 199–214.
- Carpenter, A.T.; Moore, J.C; Redent, E.F.; Stark, J.M. 1990. Plant community dynamics in relation to nutrient addition following a major disturbance. *Plant and Soil* 126: 91-100.
- Casado, M.A.; De Miguel, J.M.; Sterling, A.; Peco, B.; Galiano, E.F.; Pineda, F.D. 1985. Production and spatial structure of Mediterranean pastures in different stages of ecological succession. *Vegetatio* 64: 75-86.
- Casagrande, A. 1948. Classification and identification of soils. American Society of Civil Engineers. *Transactions* 113: 901-991.
- Casermeiro, M.A.; Molina, J.A.; de la Cruz-Caravaca, M.T.; Hernando-Costa, J.; Hernando- Massanet, M.I.; Moreno, P.S. 2004. Influence of scrubs on runoff and sediment loss in soils of Mediterranean climate. *Catena* 57: 91-107.
- CCREF. (Composting Council Research and Educational Foundation). 2003. Compost use on state highway applications (DOP Project). USEPA cooperative agreement X82826301. The U.S. Composting Council. Holbrook. New York 11741. <http://www.compostingcouncil.org/article.cfm?=64>.
- CEPA. (California Environmental Protection Agency). 2007. Compost use for landscape and environmental enhancement. <http://www.calrecycle.ca.gov/Publications/default.asp?pubid=1248>.
- Cerdà, A. & García-Fayos, P. 1997. The influence of slope angle on sediment, water and seed losses on badland landscapes. *Geomorphology* 18: 77–90.
- Cerdà, A.; Schnabel, S.; Ceballos, A.; Gomez-Amelia, D. 1998. Soil hydrological response under simulated rainfall in the Dehesa land system (Extremadura, SW Spain) under drought conditions. *Earth Surface Processes and Landforms* 23: 195–209.
- Cerdà, A. (2001) La erosión del suelo y sus tasas en España. *Ecosistemas* 10(3): 1-16.

- Cerdà, A. & García-Fayos, P. 2002. The influence of seed size and shape on their removal by water erosion. *Catena* 48: 293–301.
- Cerdà, A. 2007. Soil water erosion on road embankments in eastern Spain. *Science of the Total Environment* 378:151–155.
- Chambers, J.C.; MacMahon, J.A.; Haefner, J.H. 1991. Seed entrapment in alpine ecosystems: effects of soil particle size and diaspore morphology. *Ecology* 72: 1668–1677.
- Chapin, F.S.; Walker, C.L.; Fastie, C.L.; Sharman, L.C. 1994. Mechanisms of primary succession following deglaciation at Glacier Bay, Alaska. *Ecological Monographs* 64: 149-175.
- Chomitz, K.M.; Gray, D.A. 1996. Roads, land use, and deforestation: a spatial model applied to Belize. *World Bank Economic Review* 10: 487–512.
- Chow, T. L. & Rees, H.W. 1995. Effects of coarse-fragment content and size on soil erosion under simulated rainfall. *Canadian Journal of Soil Science* 75: 227-232.
- Chu-Agor, M.L.; Wilson, G.V.; and Fox, G.A. 2007. Numerical modeling of bank instability by seepage erosion. *Journal of Hydrologic Engineering* 13(12): 1133-1145.
- Chu-Agor, M.L.; Fox, G.A.; Wilson, G.V. 2009. Empirical sediment transport function predicting seepage erosion undercutting for cohesive bank failure prediction. *Journal of Hydrology* 377: 155–164.
- CIWMB (California Integrated Waste Management Board). 2007. Compost use for landscape and environmental enhancement. California Environmental Protection Agency. EE.UU.
- Claassen, V.P.; Zasoski, R.J.; Southard, R.J. 1995. Soil conditions and mycorrhizal infection associated with revegetation of decomposed granite slopes. Sacramento (CA): California Department of Transportation. Technical Report FHWA-CA-TL 96/1. EE.UU.
- Claassen, V.P. & Hogan, M.P. 1998. Generation of water-stable soil aggregates for improved erosion control and revegetation success. *Caltrans. RTA # 53X461*. EE.UU.
- Claassen, V.P. & Zasoski, R.J. 1998. A comparison of plant available nutrients on decomposed granite cut slopes and adjacent natural soils. *Land Degradation Development* 9: 35-46.
- Claassen, V.P. & Hogan, M.P. 2002. Soil nutrients associated with revegetation of disturbed sites in the Lake Tahoe basin. *Restoration Ecology* 10(2): 195-203.
- Claassen, V.P. & Carey, J.L. 2004. Regeneration of nitrogen fertility in disturbed soils using composts. *Compost Science & Utility* 12(2): 145-152.
- CM (Comunidad de Madrid). 1992. Atlas de la Comunidad de Madrid. Consejería de política territorial. Madrid, España.
- CM (Comunidad de Madrid). 2006. El medio ambiente en la Comunidad de Madrid. Dirección general de promoción y disciplina ambiental. Madrid, España.

- CNULD. (Convención de las Naciones Unidas de Lucha Contra la Desertificación). 1988. Decisión 216/98/CE. Consulta CNS/1997/0211.
- Coppin, N.J. & Richards, I.G. 1990. Use of Vegetation in Civil Engineering. CIRIA, Construction Industry Research and Information Association. Butterworths, London Boston Singapore Sydney Toronto Wellington.
- Cotts, N.R., Redente, E.F., Schiller, R. 1991. Restoration methods for abandoned roads at lower elevations in Grand Teton National Park, Wyoming. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 5(4): 235-50.
- Crosson, P. 1985. Impact of erosion on land productivity and water quality in the United States. En *Soil Erosion and Conservation*. Elf-Swaify, S.A. Moldenhauer, W.C. & Andrew, I. Iowa. Soil Conservation Society of America 217-236.
- Crosta, G., & di Prisco, C. 1999. On slope instability induced by seepage erosion. *Canadian Geotechnical Journal* 36: 1056-1073.
- CSIC (Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Instituto de Edafología y Biología Vegetal). 1983. Mapa de Suelos de la Provincia de Toledo. Instituto Geográfico Nacional. Madrid, España.
- Dapporto, S.; Rinaldi, M.; Casagli, N.; Vannoci, P. 2003. Mechanisms of riverbank failure along the Arno River, Central Italy. *Earth Surface Processes and Landforms* 28: 1303-1323.
- Darby, S.E. & Thorne, C.R. 1996. Numerical simulation of widening and bed deformation of straight sand-bed rivers. I. Model development. *Journal of Hydraulic Engineering* 122: 184-193.
- Davies, K.; Fullen, M. A.; Booth, C. A. 2006. A pilot project on the potential contribution of palm-mat geotextiles to soil conservation. *Earth Surface Processes and Landforms* 31(5): 561-569.
- Day, P.R. 1965. Particle fractionation and particle-size analysis. En: *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Properties, Including Statistics of Measurement and Sampling*. Black, C.A.; Evans, D.D.; Ensminger, L.E.; White, J.L., Clark, F.E. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, EE.UU.
- De Alba, S. 1997. Metodología para el estudio de la erosión en parcelas experimentales: Relaciones erosión desertificación a escala de detalle. En: JJ. Ibáñez, B.L Valero Garcés y C.Machado. *El paisaje mediterráneo a través del espacio y del tiempo. Implicaciones en la desertificación*. Geoforma Ediciones, Logroño. 259-294.
- De Alba S., 1998. Procesos de degradación del suelo por erosión en ecosistemas agrícolas de condiciones ambientales mediterráneas en la región central de España. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid. España.
- De Alba, S.; Benito, G.; Pérez-González, A. 1998. Erosión de suelo en episodios de lluvia de elevada intensidad versus episodios de moderada y baja intensidad y elevada frecuencia en ambientes semiáridos. En A. Gómez Ortiz y F. Salvador Franch (Ed.). *Investigaciones recientes de la Geomorfología española*. Geoforma Ediciones. Logroño, España. 483-492.

- De Alba, S.; Benito, G.; Pérez-González, A. 1999. El barbecho convencional, una práctica convencional que intensifica la degradación del suelo por erosión hídrica en los sistemas agrícolas de ambientes semiáridos. Congreso Europeo de Agricultura Sostenible en Ambientes Mediterráneos. Escuela de Ingenierías Agrarias de la Universidad de Extremadura. Junta de Extremadura. España. 262-266.
- De Alba, S.; Benito, G.; Pérez-González, A.; Lacasta, C. 2003. Erosión hídrica en sistemas de agricultura extensiva de clima mediterráneo. Influencia del manejo del suelo en Castilla-La Mancha. En R. Bienes y M.J. Marqués (eds.) Control de la Erosión y Degradación del suelo. Instituto Madrileño de Investigación Agraria y Alimentación (CAM). Madrid. España. 71-74.
- De Ploey, J. 1981. The ambivalent effects of some factors of erosion. Mémoires de l'Institut géologique de l'Université de Louvain 31: 171-181.
- Debelle, G. 1971. Roadside erosion and resource implications in Prince Edwards Island. Geographical Paper nº48. Policy research and coordination branch. Department of energy, mines and resources. Ottawa. Canada.
- DeGroot, S.H.; Claassen, V.P.; Scow, K.M. 2005. Microbial community composition on native and drastically disturbed serpentine soils. Soil Biology and Biochemistry 37(8): 1427-1435.
- Desta, F.; Colbert, J.J.; Rentch, J.S.; Gottschalk, K.W. 2004. Aspect induced differences in vegetation, soil, and microclimatic characteristics of an Appalachian watershed. Castanea 69: 92-108.
- Dexter, A.R. 1986. Model experiments on the behavior of roots at the interface between a tilled seed-bed and a compacted sub-soil. Plant and Soil 95: 149-161.
- Dexter, A.R., 1988. Advances in characterization of soil structure. Soil Tillage Research 11: 199-238.
- Dickson, L.G. 2000. Constraints to nitrogen fixation by cryptogamic crusts in a polar desert ecosystem, Devon Island, N.W.T., Canada. Arctic, Antarctic, and Alpine Research 32: 40-45.
- Díez, A. 2003. Geomorfología e Hidrología fluvial del río Alberche. Modelos y SIG para la gestión de riberas. Serie Tesis Doctorales nº 2. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España. Ministerio de Ciencia y Tecnología, Madrid. <http://www.ucm.es/BUCM/tesis/geo/ucm-t25361.pdf>.
- Diseker, E.G. & Richardson, E.C. 1962. Erosion rates and control methods on highway cuts. Transactions of the ASAE 5(2): 153-155.
- Dissmeyer, G.E. 2000. Drinking waters from forests and grasslands. USDA Forest Service. Southern Research Station. General Technical Report SRS-39.
- Dirección General de Carreteras. 2004. Boletín estadístico de transportes. Ministerio de Fomento. Dirección general de carreteras. Madrid. España.
- Directiva UT 97/62/CE. 1997. Consejo de la Unión Europea. Adaptado a 92/43/CEE. Conservación de los hábitats naturales y de fauna y flora silvestres.

- D'Souza, V.P.C. & Morgan, R.P.C. 1976. A laboratory study of the effect of slope steepness and curvature on soil erosion. *Journal of Agricultural Engineering Research* 21(1): 21-31.
- Duchaufour, P. 1984. *Edafología 1. Edafogénesis y clasificación*. Toray-Masson. Barcelona. España.
- Duell, R. W. 1989. Vegetation enhancement via species and cultivar selection: a perspective. *Transportation Research Record* 1246: 49-53.
- Dully, D. & Hatzel, H. 1988. Design of slope protection systems and maintenance procedures to minimize erosion. *Transportation Research Record* 1189: 52-61.
- Dunne, T. 1990. Hydrology, mechanics, and geomorphic implications of erosion by subsurface flow. En Higgins, C.G. & Coates, D.R. *Groundwater Geomorphology: The role of subsurface water in earth-surface processes and landforms*. Geological Society of America.
- Dyrness, C. T. 1975. Grass-legume mixtures for erosion control along forest roads in western Oregon. *Journal of Soil Water Construction* 30(4): 169-173.
- Edwards, P.J.; Webb, N.R.; Urbańska, K.M.; Bornkamm, R. 1997. Restoration ecology: science, technology and society. En Urbańska, K.M., Webb, N.R. & Edwards, P.J. *Restoration ecology and sustainable development*. Cambridge University Press, Cambridge. UK. 381-390.
- Elliot, W.J.; Foltz, R.B.; Luce, C.H.; Koler, T.E. 1996. Computer-aided risk analysis in road decommissioning. En McDonnell, J. J., J. B. Stribling, L. R. Neville, D. J. Leopold, (eds.). *Proceedings of the AWRA annual symposium on watershed restoration management: physical, chemical, and biological considerations*; 1996 July 14-17; Syracuse, NY. Herndon, VA: American Water Resources Association. 341-350.
- Elmarsdottir, A. 2003. Microsite availability and establishment of native species on degraded and reclaimed sites. *Journal of Applied Ecology* 40: 815-823.
- Enciso, J.; García-Fayos, P.; Cerdà, A. 2000. Distribución del banco de semillas en taludes de carretera: efecto de la orientación y de la topografía. *Orsis* 15: 103-113.
- Ericksson, O. & Ehrlen, J. 1992. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. *Oecologia* 91: 360-36.
- Ettlin, L. & Stewart, B. 1993. Yard debris compost for erosion control. *BioCycle* 34(1): 46-47.
- Evans, C.E. & Etherington, J.R. 1990. The effect of soil-water potential on seed-germination of some British plants. *New Phytologist*. 115: 539-548.
- Evans, R. 1995. Some methods of directly assessing water erosion of cultivated land-a compararison of measurements made on plots and in fields. *Progress in Physical Geography* 19: 115-129.
- Fahrig, L. & Rytwinski, T. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society* 14(1):21. <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art21/>.
- Faulkner, H. 2006. Piping hazard on collapsible and dispersive soils in Europe. En: *Soil erosion in Europe*. J. Boardman & J. Poesen (Eds.), Chapter 2.6, John Wiley & Sons. Chisester, G.B.

- F.A.O. (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1970. La erosión hídrica del suelo. Roma. Italia.
- Farmer, E.E. & Fletcher, J.E. 1977. Highway erosion control systems: An evaluation based on the universal soil loss equation. Soil Erosion: Prediction and Control. In Foster, G.R. Proceedings of a National Conference on Soil Erosion. Soil Conservation Society of America, Ankeny, IA. 12-21.
- Faulkner, H. 2006. Piping hazard on collapsible and dispersive soils in Europe. En: Boardman, J., Poesen, J. (Eds.), Soil Erosion in Europe. John Wiley & Sons. Chichester, G.B.
- Farres, P. & Smith, G. 1988. The potential use of digital image processing in geomorphology: erosion of stony soils, a case study. *Catena* 15: 119-126.
- Fernández-Sanjurjo, M.J., 1999. Influencia de los fragmentos gruesos en algunas propiedades físicas y químicas del suelo: antecedentes y estado actual del tema. *Edafología* 6: 95-107.
- Field, D.J. & Minasny, B. 1999. A description of aggregate liberation and dispersion in A horizons of Australian vertisols by ultrasonic agitation. *Geoderma* 91: 11-26.
- Figueiredo, E.; Senna-Martínez, J.C.; Silva, R.J.C.; Araújo, M.F. 2009. Orientating artifacts from Fraga dos Corvos rock shelter in north Portugal. *Materials and Manufacturing Processes* 24: 949-954.
- Flores, J. & Briones, O. 2001. Plant life-form and germination in a Mexican inter-tropical desert: effects of soil water potential and temperature. *Journal of Arid Environments* 47: 485-497.
- Flügel, W.A. 1995. Delineating hydrological response units by geographical information system analyses for regional hydrological modelling using PRMS/MMS in the drainage basin of the River Bröl, Germany. *Hydrological processes* 9: 423-436.
- Foltz, R.B.; Copeland, N.S., 2009. Evaluating the efficacy of wood shreds for mitigating erosion. *Journal Environmental Management* 90: 779-785.
- Foppen, R & Reijen, R. 1994. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. II. Breeding dispersal of male willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) in reaction to the proximity of a highway. *Journal of Applied Ecology* 31: 95-101.
- Forman, R.T.T. 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press. Cambridge. G.B.
- Forman, R.T.T. & Collinge, S.K. 1997. Nature conserved in changing landscapes with and without spatial planning. *Landscape and Urban Planning* 37:129-35.
- Forman, R.T.T. & Alexander, L.E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231.
- Forman, R.T.T. 1999. Horizontal processes, roads, suburbs, societal objectives, and landscape ecology. *Landscape ecological analysis: Issues and applications*. J. M. Klopatek & R. H. Gardner, Springer-Verlag: New York, NY. 35-53.

- Forman, R.T.T. 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology* 14:31-35.
- Forman, R.T.T.; Sperling, D.; Bissonette, J.A.; Clevenger, A.P.; Cutshall, C.D.; Dale, V.H. 2003. *Road Ecology*. Island Press. London. UK.
- Foster, B.L. & Tilman, D. 2003. Seed limitation and the regulation of community structure in oak savanna grassland. *Journal Ecology* 91: 999-1007.
- Foster, G.D.; Meyer L.D.; Onstad C.A. 1977. A runoff erosivity factor and variable slope length exponents for soil estimates. *Transaction of ASAE* 20: 683-687.
- Foster, G.R. & Wishmeier, W.H. 1974. Evaluating irregular slopes for soil loss prediction. *Transactions of the ASAE* 17: 305-309.
- Foster, M.L. & Humphrey, S.R. 1995. Use of highway underpasses by Florida panthers and other wildlife. *Wildlife Society Bulletin* 23: 95-100.
- Fox, G.A.; Wilson, G.V.; Periketi, R.K.; Cullum, R.F. 2006. Sediment transport model for seepage erosion of streambank sediment. *Journal of Hydrologic Engineering* 11(6): 603-611.
- Fox, G.A.; Wilson, G.V.; Simon, A.; Langendoen, E.; Akay, O.; Fuchs, J.W. 2007. Measuring streambank erosion due to ground water seepage: correlation to bank pore water pressure, precipitation, and stream stage. *Earth Surface Processes and Landforms* 10: 1002-1490.
- Francis, C.F.; Thornes, B.; Romero-Díaz, A.; López-Bermudez, F.; Fisher, G.C. 1986. Topographic control of soil moisture, vegetation cover and land degradation in moisture stressed Mediterranean environment. *Catena* 13: 211-225.
- Francis, C.F. & Thornes, J.B. 1990. Runoff hydrographs from three mediterranean vegetation cover types. 363-384. En Thornes, J. *Vegetation and erosion: processes and environments*. John Wiley & Sons. Chichester, G.B.
- Fristensky, A.J. & Grismer, M.E. 2009. Evaluation of ultrasonic aggregate stability and rainfall erosion resistance of disturbed and amended soils in the Lake Tahoe Basin, USA. *Catena* 79: 93-102.
- Gantzer, C.L. & McCarty, T.R. 1984. Corn yield prediction for a claypan soil using a productivity index. En: *Erosion and Soil Productivity*. ASAE Publication 8-8S: 170-181.
- García, L. 1999. *Agricultura de conservación en Europa: aspectos medioambientales, económicos y administrativos de la Unión Europea*. Asociación Española laboreo de conservación. Suelos vivos.
- García-Fayos, P.; Cerdá, A.; Recatalá, T.M.; Calvo, A. 1995. Seed population dynamics on badland slopes in SE Spain. *Journal of Vegetation Science* 6: 691-696.
- García-Fayos, P. & Cerdà, A. 1997. Seed losses by surface wash in degraded Mediterranean environments. *Catena* 29: 73-83.

- García-Fayos, P.; García-Ventoso, P.; Cerda, A., 2000. Limitations to plant establishment on eroded slopes in southeastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 11: 77–86.
- García-Fayos, P. & Bochet, E. 2009. Evidence of antagonistic interaction between climate change and erosion on plant species richness and soil properties in semiarid Mediterranean ecosystems. *Global Change Biology* 15: 306–318.
- García Ruíz, J.M.; Ruíz Flaño, P.; Lasanta, T.; Monserrat, G.; Martínez Rica, J.P.; Pardini, G. 1991. Erosion in abandoned fields, what is the problem? En: *Soil erosion studies in Spain*. Sala, M.; Rubio, J.L.; García Ruíz, J.M. Geoforma Ediciones. Logroño. 97–108.
- Gilson, M.P.; Malivia, J.F.; Chareneau, R.J. 1994. Highway runoff studied. *Water Environ. Technology* 6: 37–38.
- Glinski, J. & Lipiec, J. 1990. *Soil physical conditions and plant roots*. CRC Pres, Florida.
- Godfrey, A.E. 1997. Wind erosion of Mancos Shale Badland Ridges by sudden drops in pressure. *Earth Surface Processes and Landforms* 22: 345–352.
- Goldsmith, G.R.; Comita, L.S.; Morefield, L.L.; Condit, R.; Hubbell, S.P. 2006. Long-term research impacts on seedling community structure and composition in a permanent forest plot. *Forest Ecology and Management* 234: 34–39.
- González-Vallejo, L.; Ferrer, M.; Ortuño, L.; Oteo, C. 2002. *Ingeniería Geológica*. Prentice Hall. Pearson Educacion. Madrid, España.
- Gottdenker, N.L.; Wallace, R.; Gomez, H. 2001. La Importancia de los atropellos para la ecología y conservación. El Caso de *Dinomys branickii* en Bolivia. *Ecología en Bolivia* 35: 61–67.
- Govers, G. & Poesen, J. 1988. Assessment of the interrill and rill contributions to total soil loss from an upland field plot. *Geomorphology* 1: 343–354.
- Grant, W.J. & Struchtemeyer, R.A. 1959. Influence of the coarse fraction in two Maine potato soils on infiltration, runoff and erosion. *Soil Science Society of America Processes* 23: 391–394.
- Gray, D.H. & Sotir, R.B. 1996. *Biotechnical and soil bioengineering slope stabilization: a practical guide for erosion control*. New York. John Wiley & Sons. Chisester, G.B.
- Green, J.T.; Blaser, R.E.; Perry, H.D. 1973. Establishing persistent vegetation on cuts and fills along West Virginia highways. Final Report for the West Virginia Department of Highway and the U.S. Department of Transportation. Federal Highway Administration Bureau of Public Roads. Project 26, Phase II., CSES, Virginia Polytechnic Institute and State University Blacksburg. EE.UU.
- Green, J.R.; Perry, H.D.; Woodruff, J.M.; Blaser, R.E. 1974. Suitability of cool and warm season species for dormant winter seedings. P. 551–568. In E. C. Roberts (ed) *Proc. 2nd Int. Turf-grass Res. Conf.* Blacksburg. VA. 19–24 June 1974. International Turfgrass Society. ASA and CSAA.
- Green, R.S.B. & Hairsine, P.B. 2004. Elementary processes of soil–water interaction and thresholds in soil surface dynamics: a review. *Earth Surface Processes and Landforms* 29: 1077–1091.

- Greenway, D.R. 1987. Vegetation and Slope Stability. Chapter 6. En: Anderson, M.G. & Richards, K.S. 1987. Slope Stability. John Wiley & Sons Ltd. Chisester, G.B.
- Grismer, M.E. & Hogan, M.P. 2004. Evaluation of Revegetation/Mulch Erosion Control Using Simulated Rainfall in the Lake Tahoe Basin: 1. Method Assessment. *Land Degradation & Development* 13: 573-588.
- Grismer, M.E. & Hogan, M.P. 2005_a. Evaluation of Revegetation/Mulch Erosion Control Using Simulated Rainfall in the Lake Tahoe Basin: 2. Bare Soil Assessment. *Land Degradation & Development* 16: 397-404.
- Grismer, M.E. & Hogan, M.P. 2005_b. Evaluation of Revegetation/Mulch Erosion Control Using Simulated Rainfall in the Lake Tahoe Basin: 3. Treatment Assessment. *Land Degradation & Development* 16: 489-501.
- Grismer, M.E. & Ellis, A.L. 2006. Sediment particle-size distributions in runoff from disturbed soils in the Lake Tahoe Basin. *California Agriculture* 60(2): 72-76.
- Grismer, M.E.; Ellis, A.L.; Fristensky, A. 2008. Runoff Sediment Particle-sizes associated with soil erosion in the Lake Tahoe Basin, USA. *Land Degradation & Development* 19: 331-350.
- Grismer, M.E.; Schnurrenberger, C.; Arst, R.; Hogan, M.P. 2009. Integrated monitoring and assessment of soil restoration treatments in the Lake Tahoe Basin. *Environmental Monitoring & Assessment* 150: 365-383.
- Grissinger, E.H. & Murphey, J.B. 1989. Ephemeral gully erosion in the loess uplands, Goodwin Creek watershed Northern Mississippi, USA . En: *Proceedings of the Fourth International Symposium on River Sedimentation*. Pekin. China. 51-58.
- Grobe, K. & Buchanan, M. 1993. Agricultural markets for yard waste compost. *BioCycle* 34(9): 33-36.
- Grubb, P.J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Reviews* 52: 107-145.
- Guàrdia, R. & Ninot, J.M. 1992. Distribution of plant communities in the badlands of the upper Llobregat Basin (Southeastern Pyrenees). *Studia Geobotanica* 12: 83-103.
- Guàrdia, R.; Gallari, F.; Ninot, J.M. 2000. Soil seed bank and seedling dynamics in badlands of the upper Llobregat basin (Pyrenees). *Catena* 40: 173-187.
- Guerrero-Campo, J. 1998. Respuestas de la vegetación y de la morfología de las plantas a la erosión del suelo. Valle del Ebro y Prepirineo aragonés. Consejo de protección de la Naturaleza de Aragón, Zaragoza. España.
- Guerrero-Campo, J. & Montserrat-Martí, G. 2000. Effects of soil erosion on the floristic composition of plant communities on marl in northeast Spain. *Journal of Vegetation Science* 11: 329-336.

- Gyssels, G.; Poesen, J.; Bochet, E.; Li, Y. 2005. Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: A review. *Progress in Physical Geography* 29: 1–28.
- Haigh, M.J. 1979. Ground retreat and slope evolution on regraded surface-mine dumps, Waunafon, Gwent. *Earth Surface Processes* 4 (2): 183-189.
- Haigh, M.J. 1980. Slope retreat and gullyng on revegetated surface mine dumps, Waun Hoscyn, Gwent. *Earth Surface Processes* 5 (1): 77-79.
- Haigh, M.J. 1985. The experimental examination of hill-slope evolution and the reclamation of land disturbed by coal mining. En: *Geography applied to practical problems*, 123-138. Johnson JH (ed.). Geo Books: Norwich. UK.
- Hancock, G.R.; Loch, R.; Willgoose, G.R. 2003. The design of post-mining landscape using geomorphic guidelines. *Earth Surface and Landforms* 28: 1097-1110.
- Hansen, D.J. & McKell, C.M. 1991. Native plant establishment techniques for successful roadside re-vegetation. Utah Department of Transportation, Salt Lake City. EE.UU.
- Hanson, J. 2010. Treating construction soils to infiltrate stormwater: field trial. CALTRANS division of construction. Field trial report. EE.UU.
- Harper, J.L. 1977. *Population Biology of plants*. Academic Press: New York. EE.UU.
- Hartz, T.K.; Costa, F.J.; Schrader, W.L. 1996. Suitability of composted green waste for horticultural uses. *HortScience* 31: 961-964.
- Harz, T.K. & Giannini, C. 1998. Duration of composting of yard wastes affects both physical and chemical characteristics of compost and plant growth. *HortScience* 33(7): 1192-1196
- Harwood, M.R.; Hacker, J.B.; Mott, J.J. 1999. Field evaluation of seven grasses for use in the revegetation of lands disturbed by coal mining in Central Queensland. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 39: 307–316.
- Harris, L.D.; Hctor, T.S.; Gergel, S.E. 1996. Landscape processes and their significance to biodiversity conservation. En O. Rhodes Jr., Chester, and M Smith. *Population dynamics in ecological space and time*. University of Chicago. EE.UU.
- Haynes, 1997. Use of organic amendments in erosion control. *Erosion Control* 4(2): 64-71.
- Hels, T. & E. Buchwald. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* 99: 331–340.
- Hobbs, R. & Harris, J.A. 2001. Restoration ecology: Repairing the Earth's damaged ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology* 9: 239-24.
- Hobbs, R.; Arico, S.; Aronson, J.; Baron, J.; Bridgewater, P.; Cramer, V.; Epstein, P.; Ewel, J.; Klink, C.; Lugo, A.; Norton, D.; Ojima, D.; Richardson, D.; Sanderson, E.; Valladares, F.; Vila, M.; Zamora, R.; Zoble, M. 2007. Novel Ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15: 1-7.

- Holmes, P.M. 2001. Shrubland restoration following woody alien invasion and mining: Effects of topsoil depth, seed source, and fertilizer addition. *Restoration Ecology* 9: 71–84.
- Hogan, M. 2003. Luther pass monitoring report: plant and soil cover monitoring for evaluating sediment source control success in the Lake Tahoe Basin. Lahontan Regional Water Quality Control Board. South Lake Tahoe, CA.
- Hogan, M. 2009. Sediment Source Control Handbook: An Adaptive Approach to Restoration of Disturbed Areas. Kevin Drake & Brian Moss (IERS); Krissy Gilbert, Sierra Business Council (SBC).
- Hooke, R.L. 1994. On the efficacy of humans as geomorphic agents. *GSA Today* 4:217–225.
- Hooke, R.L.; Martín Duque, J.F.; Pedraza, J. 2012. Land transformation by humans. A review. Manuscrito enviado a *GSA Today* en febrero de 2012 (inédito).
- Hudson, N. 1982. Conservación de suelos. Ediciones Reverte S.A. Barcelona, España.
- Huffine, W.W.; Reed, L.W.; Whitcomb, C.E. 1981. Selection, establishment and aintenance of roadside vegetation. Final Report FHWA/OK-81(5). Department Agronomy Oklahoma State University, Stillwater. EE.UU.
- IDP (Iowa Department of Transportation). 1992. Integrated roadside vegetation management technical manual. University of Northern Iowa, Department of Biology. EE.UU.
- IGME (Instituto Geológico y Minero de España). 1988. Atlas geocientífico del medio natural de la Comunidad de Madrid. Madrid. España.
- IGME (Instituto Geológico y Minero de España). 1990. Hoja Torrelaguna 509. Mapa geológico de España 1:50.000. Madrid. España.
- Inouye, R.S.; Huntly, N.J.; Tilman, D.; Tester, J.R.; Stillwell, M.; Zinnel, K.C. 1987. Old field succession on a Minnesota sand plain. *Ecology* 68: 12–26.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. Fourth Assessment Report (AR4) "Climate Change 2007". <http://www.ipcc.ch/>.
- Israelsen, C.E.; C.G. Clyde, J.E.; Fletcher, E.K.; Israelsen, F.W.; Haws, P.E.; Packer, Farmer, E.E. 1980. Erosion control during highway construction: Research report and manual on principles and practices. Transportation Research Board. National Cooperative Highway Research Program Report. 220: 30, 221: 23.
- Itefa, H. 2011. Watershed sediment yield modeling for data scarce areas. Institut fur Wasserbau der Universitat Stuttgart. Alemania.
- Jackson, L.E.; Strauss, R.B.; Firestone, M.K.; Bartolome, J.W. 1998. Plant and soil dynamics in California annual grass-land. *Plant and Soil* 110:9–17.

- Jacobs, J.A.; Andrews, O.N.; Murdock, C.L.; Foote, L.E. 1967. Establishment on Ingh way right of way slopes-A review. *Restoration Reclamation* 161: 71-103.
- Jensen, I.B. & Hooder, R.L.. 1979. Rapid soil stabilization and perennial vegetation establishment with use of annual species, irrigation and seedbed treatments. Montana Agricultural Experiment Station. Montana State University. Bozeman. EE.UU. Restorantion Report 141(1).
- Jurado, E & Westoby, M. 1992. Germination biology of selected central Australian plants. *Australian Journal of Ecology* 17: 341-348.
- Kapolka, N.M. & D.J. Dollhopf. 2001. Effect of slope gradient and plant growth on soil loss on reconstructed steep slopes. *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment* 15 (2): 86-99.
- Kaspersen, J. 2000. Sizing up erosion and the EC industry. *Erosion Control* 7(6): 24-27.
- Kelsey, T. 1991. Gravel pit and other sandy and droughty site renovation trials and experiences in New Hampshire. USDA and Soil Conservation Technical Note-PM-NH-26. Durham. EE.UU.
- Kemp, P.R. 1989. Seed banks and vegetation processes in deserts. En: Leck, M.A., Parker, V.T., Simpson, R.L. (Eds.), *Ecology of Soil Seed Banks*. San Diego. EE.UU. 257-281.
- King, T.J. 1975. Inhibition of seed germination under leaf canopies in *Arenaria serpyllifolia*, *Veronica arvensis* and *Cerastium holosteoides*. *New Phytologist* 75: 87-90.
- Kirkby, M.S. 1971. Hillslope process-response models based on the continuity equation. Slopes, forms and process. London: Institue of British Geographers Serial. Publication nº 3. UK.
- Kirkby, M.J. 1984 El problema. Capítulo I. En Kirkby, M.J. & Morgan, R.P.C. (Eds.) *Erosión de Suelos*. México. Ed. LIMUSA: 15-33.
- Koller, D. 1972. Environmental control of seed germination. En: *Seed Biology* 2: 1-101. New York. EE.UU.
- Kosmas, C.; Danalatos, N.G.; Gerontidis, St. 2000. The effect of land parameters on vegetationperformance and degree of erosion under Mediterranean conditions. *Catena* 40: 3-17.
- Kruse, R.; Bend, E.; Bierzychudek, P. 2004. Native plant regeneration and introduction of non-natives following post-fire rehabilitation with straw mulch and barley seeding. *Forest Ecology and Management*, 196: 299-310.
- Kumar, K.; Tripathi, S.K.; Bhatia, K.S. 1995. Erodibility characteristics of Rendhar watershed soils of Bundelkhand. *Indian Journal of Soil Conservation* 23: 200-204.
- Laflen, J. M.; Elliot, W. J. ; Flanagan, D. C.; Meyer, C. R.; Nearing, M. A. 1997. WEPP- Predicting water erosion using a process-based model. *Journal of Soil and Water Conservation* 52(2): 96-102.

- Laguna, A. 1989. Estudio cuantitativo de la erosión del suelo. Tesis doctoral. Departamento de Agronomía. Universidad de Córdoba. España.
- Lal, R. 1997. Degradation and resilience of soils. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* 352(1356): 997–1010.
- Langton, T.E.S. 1989. Amphibians and roads. ACO Polymer Products. Shefford. Bedfordshire. U.K.
- Larrea, V. & Arnáez J. 1994. Primeros resultados sobre tasas de erosión en taludes de pistas forestales: el ejemplo de Santa Marina (Sistema Ibérico, La Rioja, España). 69-80. En Arnáez-Vadillo, J.; Garcá-Ruiz, J. M.; Villar, A. G. Geomorfología en España. III. Reunión de Geomorfología, Logroño. España.
- Lázaro-Suau, R. 1995. Relaciones entre vegetación y geomorfología en el área acarcavada del Desierto de Tabernas. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia. España.
- Le Bissonnais, Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science* 47(4): 425–437.
- Le Bissonnais, Y. & Singer, M.J. 1993. Seal formation, runoff, and interrill erosion from seventeen California soils. *Soil Science Society of America Journal* 57: 224–229.
- Lee, D.N.B. 1996. Effective hydroseeding. *Erosion Control* 3(4): 22-29.
- Leiser, A.T. 1998. Biotechnology for slope protection and erosion control. University of California. EE.UU.
- Leisman, G.A. 1957. A vegetation and soil chronosequence on the Mesabi iron range banks, Minnesota. *Ecological Monographs* 27: 221-245.
- Lembo-Fazio, A. & Ribacchi, R. 1988. Modelli di comportamento e metodi di analisi: scelta dei parametri. MIR 88. Torino. Memoria nº 8. En Suarez Díaz, J. 1998. Deslizamientos y estabilidad de taludes en zonas tropicales. Ingeniería de Suelos Ltda. Bucaramanga. Colombia.
- Levins, R. 1970. Extinction. En *Some Mathematical Questions in Biology, Lecture Notes on Mathematics in the Life Sciences*. The American Mathematical Society, Providence, R.I. 75-107.
- Lewis, L. 2000. Soil bioengineering: an alternative for roadside management: A practical guide. USDA Forest Service. Technology & Development Program. 7700 Transportation Management. SDTDC-0077 1801.
- Loomis, J.B. 1989. A bioeconomic approach to estimating the economic effects of watershed disturbance on recreational and commercial fisheries. *Journal of Soil and Water Conservation* 44(1): 83-87.
- López-Bermúdez, F.; Romero-Díaz, M.A.; Ruiz-García, A.; Ficher, G.C.; Francis, C.; Thornes, J.B. 1984. Ecología y erosión en la España semiárida (Cuenca de Mula, Murcia). *Cuadernos de Investigación Geográfica* 10: 113-126.

- López-Bermúdez, F.; García-Ruiz, J.M.; Romero-Díaz, M^a A.; Ruiz-Flaño, P.; Martínez-Fernández, J.; Lasanta, T. 1993. Medidas de flujos de agua y sedimentos en parcelas experimentales. Cuadernos Técnicos de la Sociedad Española de Geomorfología, 6, Geoforma.
- López-Bermúdez, F.; Romero-Díaz, A.; Martínez-Fernández, J. 1996. El Ardal field site: soil and vegetation cover. En: Brandt, C.J.; Thornes, J.B. Mediterranean Desertification and Land Use. John Wiley & Sons. Chichester, G.B. 169-188.
- López-Jimeno, C. 1999. Manual de estabilización y revegetación de taludes. Ed. C. López-Jimeno. Madrid. España.
- Louderwilk, W.C. & Sundling, H.L. 1950. Erosion pavement, its formation and significance. Transactions American Geophys Union 31: 96-100.
- Lu, P.; Sang, W.G.; Ma, K.P. 2006. Effects of environmental factors on germination and emergence of Crofton weed (*Eupatorium adenophorum*). Weed Science Society of America 54: 452-45.
- Lugo-Lopez, M.A. 1969. Prediction of the erosiveness of Puerto Rican soils on a basis of the percentage of particles of silt and clay when aggregated. Journal of Agricultural University of Puerto Rico. 53: 187-190.
- Macías, F. & Calvo de Anta, R. 1993. Construcción de infraestructuras lineales en materiales con sulfuros. Un ejemplo de impacto ambiental sobre el medio acuático, en II Simposio Nacional sobre Carreteras y Medio Ambiente. Madrid. MOPT: 53-62.
- Mark, A.; Swanson, B.; Swanson, E. M. 2007. Auditory masking of anuran advertisement calls by road traffic noise. Animal Behaviour 74: 1765-1776.
- Märker, M.; Moretti, S.; Rodolfi, G. 2001. Assessment of water erosion processes and dynamics in semiarid regions of southern Africa (KwaZulu/Natal RSA; Swaziland) using the Erosion Response Units concept (ERU). Geografia Fisica e Dinamica Quaternaria 24: 71-83.
- Mars. R.H.; Roberts, R.D.; Skeffington, R.A.; Bradshaw, A.D. 1981. Ecosystem development on naturally-colonized china clay wastes. II. Nutrient compartmentation. Journal of Ecology 69: 163-169.
- Martín-Duque, J.F.; De Alba, S.; Barbero, F. 2011. Consideraciones geomorfológicas. En: Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas. Valladares, F.; Balaguer, L.; Mola, I.; Escudero, A.; Alfaya, V. Fundación biodiversidad. Madrid. España. 44-72.
- Martínez-Alonso, C. & Valladares, F. 2002. La pendiente y el tipo de talud alteran la relación entre la riqueza de especies y la cobertura de las comunidades de herbáceas. Ecología 16: 59-71.
- Martínez-Casasnovas, J.A. & Poch, R. 1998. Estado de conservación de los suelos de la Cuenca del embalse de Joaquín Costa. Limnética 14: 83-92.

- Martínez-Casasnovas, J.A.; Ramos, M.C.; Ribas-Dasi, M. 2002. Soil erosion caused by extrem rainfall events: mapping and quantification in agricultural plots from very detailed digital elevation models. *Geoderma* 105(1-2): 125-140.
- Martínez-Fernández, J.; López-Bermúdez, F.; Romero-Díaz, A.; Belmonte-Serrato, F. 1996. Evolution of vegetation and pedological characteristics in fields with different age of abandonment. A case study in Murcia. Spain. En *Soil degradation and Desertification in Mediterranean Environments*. Rubio, J.L. & Calvo, A. Geoforma Ediciones. Logroño. 279-290.
- Martínez-Ruiz, C. 2000. Dinámica de la recuperación de zonas alteradas por movimientos de tierra: sucesión vegetal y clasificación de especies según su actividad colonizadora. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid. España.
- Mataix, C. 1999. Técnicas de revegetación de taludes. En: *Manual de estabilización y revegetación de taludes*, López-Jimeno, C.
- Matesanz, S.; Valladares, D.; Costa-Tenorio, T.; Costa-Tenorio, M. 2005. Rasgos biogeográficos, florísticos y ecológicos de comunidades herbáceas en taludes de carretera al sur de España. *Ecología* 19. En prensa.
- Matesanz, S.; Valladares, F.; Tena, D.; Costa-Tenorio, M.; Bote, D. 2006. Early dynamics of plant communities on revegetated motorway slopes from southern Spain: is hydroseeding always needed? *Restoration Ecology* 14: 297–307.
- May, L.L. & Souza, M.L.P. 1990. Efeito de tres nlveis de erosao simulada na producao de batata inglesa na regio de Contenda (PR). In: VII Congresso Brasileiro e Encontro Nacional de Pesquisa sobre Conservação do Solo. VIII, Londrina, 1990. Anais. Londrina, Sociedade Brasileira de Ciencia do Solo.
- Mayer, A.M.; Poljakoff-Mayber, A. 1989. The germination of seeds. Pergamon Press, New York. EE.UU.
- McArthur, E.D. 1988. New plant development in range management. En: Tueller, P.T. *Vegetation science applications for rangeland analysis and management. Handbook of Vegetation Science* 14. Dordrecht. Holanda. Kluwer Academic Publishers 81–112.
- McCormack, D.E.; Young, K.K.; Kimberlin, L.W. 1982. Current criteria for determining soil loss tolerance. En: B.L. Schmidt, R.R. Allmaras, J.V. Mannering; R.I. Papendick. *Determinants of soil loss tolerance. Special Publication No. 45. American Society of Agronomy. Soil Science of America*.
- McCool, D.K.; Brown, L.C.; Foster, G.R. 1987. Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transactions of the ASAE* 30: 1387-1396.
- McCool, D.K.; Foster, G.R.; Mutchler, C.K.; Meyer, L.D. 1989. Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transactions of the ASAE* 32: 1571-1576.
- Megahan, W. 1977. Reducing erosional impacts of roads. Kunkle, S. & Thornes, J. *Guidelines for Watershed Management*. FAO, Rome. 237-251.

- Merzouk, A. & Blake, G.R. 1991. Indices for the estimation of interrill erodibility of Moroccan soils. *Catena* 18: 537-550.
- Meyer, L.D. & Kramer, L.A. 1969. Erosion equations predict land slope development. *American Society of Agricultural Engineers* 50(9): 522-523.
- Meyer, L.D.; Wischmeier, W.H.; Foster, G.R. 1970. Mulch rates required for erosion control on steep slopes. *Soil Science Society of America* 34: 928-931.
- Meyer, L.D.; Wischmeier, W.H.; Daniel, W.H. 1971. Erosion, Runoff and Revegetation of Denuded Construction Sites. *Transactions of the ASAE Proceedings* 14(1): 138-141.
- Meyer, L.; Johnson, C.; Foster, G. 1972. Stone and woodchip mulches for erosion control on construction sites. *Journal of Soil Water Conservation* 27: 264-269.
- Meyer, L.D.; Foster, G.R.; Römken, M.J.M. 1975. Source of soil eroded by water from upland slopes. En *Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yields and Sources*. ARS-40. USDA. 177-189.
- Middleton, H.E. 1930. Properties of soils which influence soil erosion. *USDA Technical Bulletin*. United State Department of Agriculture. EE.UU.
- Miles, J. 1974. Effects of experimental interference with stand structure on establishment of seedlings in *Callunetum*. *Journal of Ecology* 6(2): 675-87.
- Ministerio de Fomento. 2005. PEIT: Plan Estratégico de Infraestructuras de Transporte 2005, 2020. Ministerio de Fomento, Madrid. España.
- Mitchley, J.; Buckley, G.P.; Helliwell, D.R. 1996. Vegetation establishment on chalk marl spoil: the role of nurse grass species and fertiliser application. *Journal of Vegetation Science* 7: 543-548.
- M.M.A. (Ministerio de Medio Ambiente Español). 2004. Las aguas continentales en la Unión Europea. Madrid.
- M.M.A. (Ministerio de Medio Ambiente Español). 2011. Corredores ecológicos http://www.mma.es/secciones/biodiversidad/desarrollo_rural_paisaje/conectividad/corredores_ecologicos.htm.
- Mola, I.; Jiménez, M.D.; López-Jiménez, N.; Casado, M.A.; Balaguer, L. 2011. Roadside reclamation outside the revegetation season: management options under schedule pressure. *Restoration Ecology* 19: 83-92.
- Montgomery, D. 1994. Road surface drainage, channel initiation, and slope instability. *Water Resources Research* 30(6): 1925-1932.
- Montoro, J.A.; Rogel, J.A.; Querejeta, J.; Díaz, E.; Castillo, V. 2000. Three hydro-seeding revegetation techniques for soil erosion control on anthropic steep slopes. *Land Degradation & Development* 11: 315-325.

- MOPT (Ministerio de Obras Públicas y Transportes). 1992. Medio ambiente en España, 1991. Monografías de la Secretaría de Estado para las políticas de agua y medio ambiente. Madrid. España.
- MOPU (Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo). 1990. Medio ambiente en España. Monografías de la Secretaría General de Medio Ambiente. Madrid. España.
- Moreno-de las Heras, M. 2009. Development of soil physical structure and biological functionality in mining spoils affected by soil erosion in a Mediterranean-Continental environment. *Geoderma* 149: 249-256.
- Moreno-de las Heras, M., Díaz-Sierra, R., Nicolau, JM. Zavala, MA. 2011. Evaluating restoration of man-made slopes: a threshold approach balancing vegetation and rill erosion. *Earth Surface Processes and Landforms* 36: 1367-1377.
- Morgan, R.P.C. 1984. Implicaciones. En *Erosión de Suelos*. Editorial Limusa. México. 307-352.
- Morgan, R.P.C. 1995. *Soil Erosion and Conservation*. Second Edition. Longman Group Limited. Harlow. UK.
- Morgan, R.P.C. 1997. *Erosión y conservación del suelo*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. España.
- Moss, A.J. 1991. Rain-impact soil crust. 1. Formation on a granite derived soil. *Australian Journal of Soil Research* 29: 271-289.
- Nadal-Romero, E.; Regüés, D.; Martí-Bono, C.; Serrano-Muela, P. 2007. Badland dynamics in the central Pyrenees: temporal and spatial patterns of weathering processes. *Earth Surface Processes and Landforms* 32: 888-904.
- Navarro, J., & Ugalde, M. 1995. La restauración de la cubierta vegetal en el entorno de las carreteras. *Montes* 42: 5-10.
- Navarro, J. 2002. Control de la Erosión en desmontes de infraestructura Viaria: Aplicación al entorno de Palencia. Tesis Doctoral. E.T.S.I. Montes. Universidad Politécnica de Madrid. España.
- Navarro, J.; Vélez, M.; Rojo, A.; Cruz, P. 2006. Estudio de la revegetación, producción y emisión de sedimentos durante las obras de la autovía Oviedo-Salas (Asturias). I Congreso Nacional de Medio Ambiente en Carreteras. Santander. España.
- Neil, K.L.; Tiller, R.L.; Faeth, S.H. 2003. Big sacaton and endophyte-infected Arizona fescue germination under water stress. *Journal Range Manage.* 56: 616-622.
- National Research Council. 1997. *Toward a sustainable future: addressing the long-term effects of motor vehicle transportation on climate ecology*. National Academy Press, D.C. EE.UU.
- Nicolau, J. M., and E. Asensio. 2000. Rainfall erosion on opencast coalmine lands: ecological perspective. Pages 5173 in M. J. Haigh. *Reclaimed land-erosion control, soils and ecology. Land reconstruction and management 1*. Balkema, Rotterdam, Holanda.

- Nicolau, J.M.; Espigares, T.; Moreno-de las Heras, M.; Merino-Martín, L. 2011. La erosión hídrica como factor de control de la dinámica de la vegetación en laderas artificiales. En: Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas. Valladares, F.; Balaguer, L.; Mola, I.; Escudero, A.; Alfaya, V. Fundación biodiversidad. Madrid. España. 75-83.
- Novak, J. & Prach, K. 2003. Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale. *Applied Vegetation Science* 6: 111-116.
- Noyd, R.K.; Pflieger, F.L.; Norland, M.R. 1996. Field responses to added organic matter, arbuscular mycorrhizal fungi and fertilizer in reclamation of taconite iron ore tailing. *Plant & Soil* 179: 89-97.
- Nyssen, J.; Poesen, J.; Moeyersons, J.; Luyten, C.; Veyerety Picot, M.; Deckers, J.; Mitiku, H.; Govers, G., 2002. Impact of road building on gully erosion risk: a case study from the northern Ethiopia highlands. *Earth Surface Processes and Landforms* 27: 1267-1283.
- Oades, J.M. & Waters, A.G., 1991. Aggregate hierarchy in soils. *Australian Journal of Soil Research* 29: 815-828.
- Oaedes, J.M. 1992. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and impacts for management. En: Tinskey, J; Darbyshire, J.F. (Ed). *Biological properties and soil fertility*. Martinus Nijhoff Publishers, The Hague, Holanda. 319-318.
- O'Dell, R.E.. & Claassen, V.P. 2006_a. Vertical distribution of organic amendment influences the rooting depth of revegetation species on barren, subgrade serpentine substrate. *Plant & Soil* 285(1): 19-29.
- O'Dell, R.E.. & Claassen, V.P. 2006_b. Relative performance of native and exotic grass species in response to amendment of drastically disturbed serpentine substrates. *Journal of Applied Ecology* 43: 898-908.
- Oliver-Moscardó, S.; González-Ponce, R.; Lacasta-Dutoit, C. 1985. Caracterización climática de la Finca Experimental La Higuera. En A. Blanco de Pablos (Ed.) *Avances sobre la investigación en Bioclimatología*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid. España. 87-95.
- Olsen, J.S. 1958. Rates of sucession and soil changes on southern Lake Michigan sand dunes. *Botanican Gazete* 199: 125-170.
- Osborn, H.B. & Simanton, J.B. 1983. Runoff estimates for thunderstorm rainfall on small rangeland watersheds. *Hidrology and Water Resources in Arizona and the SourhWest* 13: 9-5.
- Osborn, H.B. & Simanton, J.B. 1989. Gullies and sediment yield. *Rangelands* 11 :51-56.
- Ostler, W.K. & Allred, K.L. 1987. Accelerated recovery of native vegetation on roadway slopes following construction. U.S. Department of Transportation. Federal Highway Administration. Report FHWA/DF-87/003. Volúmenes 1-3. EE.UU.

- Owens, M.K.; Wallace, R.B.; Archer, S.R. 1995. Landscape and microsite influences on shrub recruitment in a disturbed semi-arid *Quercus-Juniperus* woodland. *Oikos* 74: 493-502.
- Owoputi, L.O. & Stolte, W.J., 1995. Soil detachment in the physically-based soil-erosion process: a review. *Transactions American Society of Agricultural Engineers* 38(4): 1099–1110.
- Owoputi, L.O. & Stolte, W.J. 2001. The role of seepage in erodibility. *Hydrologic Processes* 15(1): 13–22.
- Packer, F.E. & Aldon, E.F. 1978. Revegetation techniques for dry regions. *American Society of Agronomy* 54. 425-505.
- Paschke, M. W.; DeLeo, C.; Redente, E. F. 2000. Revegetation of roadcut slopes in Mesa Verde National Park, U.S.A. *Restoration Ecology* 8: 276–282.
- Pastor, M.; Castro, J.; Humanes, M.D. 1998. La erosión y el olivar. Asociación Española laboreo de conservación. *Suelos vivos*. España.
- Perry, H.D.; Wright, D.I.; Blaser, R.E. 1975. Project 40: Producing vegetation on highway slopes concurrently with and subsequent to highway construction. Final Rep. CSES Department Virginia Polytechnic Institute and State University. Blacksburg. EE.UU.
- Petersen, S.L.; Roundy, B.A.; Bryant, R.M. 2004. Revegetation methods for high-elevation roadsides at Bryce Canyon National Park, Utah. *Restoration Ecology* 12: 248–257.
- Pimentel, D.; Harvey, P.; Resosudarmo, K.; Sinclair, K.; Kurz, D.; McNair, M.; Crist, S.; Shpritz, L.; Fitton, L.; Saffouri, R.; Blair, R. 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science* 267: 1117-1123.
- Poesen, J.; Ingelmo, F.; Mucher, H. 1990. The hydrological response of soil surfaces to rainfall as affected by cover and position of rock fragments in the top layer. *Earth Surface Processes and Landforms* 15(7): 653-673.
- Poesen, J. & Lavee, H. 1991. Effects of size and incorporation of synthetic mulch on runoff and sediment yield from interrills in a laboratory study with simulated rainfall. *Soil & Tillage Research* 21: 209-223.
- Poesen, J. & Ingelmo-Sánchez, F. 1992. Runoff and sediment yield from topsoils with different porosity as affected by rock fragment cover and position. *Catena* 19: 451-474.
- Poesen, J. & Lavee, H. 1994. Rock fragments in top soils: significance and processes. *Catena*, 23(1-2): 1-28.
- Poesen, J.; Vandaele, K.; Van Wesemael, B. 1996. Contribution of gully erosion to sediment production on cultivation lands and rangelands. En *Erosion and sediment yield: global and regional perspective*. Proceedings of the Exeter Symposium, July 1996. IAHS 236: 251-266.
- Porta, J.; López-Acevedo, M.; Roquero, C. 1999. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Mundi Prensa. Madrid. España.

- Porta-Casanellas, J.; López-Acevedo, M.; Roquero, C. 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, España.
- Potter, R.L.; Ueckert, D.N.; Petersen, J.L.; Mcfarland, M.L. 1986. Germination of fourwing saltbush seeds- interaction of temperature, osmotic potential, and pH. *Journal of Range Management* 39: 43-46.
- Prach, K.; Barthä, S.; Joyce, C. B.; Pysek, P.; van Diggelen, R.; Wiegler, G. 2001. The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: a perspective. *Applied Vegetation Science* 4: 111-114.
- Prach, K. 2003. Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: What information can be used in restoration practice? *Applied Vegetation Science* 6: 125-129.
- Primack, R.B.; Miao, S.I. 1992. Dispersal can limit local plant distribution. *Conservation Biology* 6: 513-519.
- Priyashantha, S.; Ayres, B.; O'Kane, M.; Fawcett, M. 2009. Assessment of concave and linear hillslopes for post-mining landscapes. *Proceedings of Securing the Future and 8th ICARD*, Skelleftea. Suecia.
- Puerto, A.; Rico, M.; Matias, M.D.; García, J.A. 1990. Variation in structure and diversity in Mediterranean grasslands related to trophic status and grazing intensity. *Journal of Veterinary Science* 1: 445-452.
- Puigdefrãbregas, J. 2005. The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. *Earth Surface Processes and Landforms* 30: 133-147.
- Ramos, F. 1974. Tratamiento funcional y paisajístico de taludes artificiales. Monografías ICONA. M.A.P.A. Madrid. España.
- Razola, I. 2008. Efectos de la introducción de islotes de vegetación leñosa en mares agrícolas mediterráneos sobre la diversidad de aves. Trabajo de fin Máster. Máster Oficial en Restauración de Ecosistema por la Universidad de Alcalá. Madrid, España.
- Redente, E.F.; Doerr, T.B.; Grygiel, C.E.; Biondini, M.E. 1984. Vegetation establishment and succession on disturbed soils in northwest Colorado. *Reclamation and Revegetation Research* 3: 153-165.
- Reed, R.A.; Johnson-Barnard, J.; Baker, W.L. 1996. Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10: 1098-1106.
- Reijnen, R.; Foppen, R.; Ter Braak, C.; Thissen, L. 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal Applied Ecology* 32: 187-202.
- Renard, K.G. & Freimund, J.R. 1994. Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE. *Journal of Hydrology* 157: 287-306.

- Rentch, J.S.; Fortney, R.H.; Stephenson, S.L.; Adams, H.S.; Grafton, W.N.; Anderson, J.T. 2005. Vegetation-site relationships of roadside plant communities in West Virginia, USA. *Journal of Applied Ecology* 42: 129–138.
- Rice, R.M. & Lewis, J. 1991. Estimating erosion risks associated with logging and forest roads in northwestern California. *Water Resources Bulletin* 27(5): 809-818.
- Rickson, R.J. & Morgan, R.P.C. 1988. Approaches to modelling the effects of vegetation on soil erosion by water. En: Morgan R.P.C. & Rickson, R.J. *Agriculture: Erosion Assessment and Modelling*. CEE: Luxemburgo. 237-253.
- Rieke-Zapp, D. H.; Wegmann, H.; Santel, F.; Nearing, M. A. 2001. Digital photogrammetry for measuring soil surface roughness. *Proceedings of the American Society of Photogrammetry & Remote Sensing 2001. Conference: Gateway to the New Millennium*, St Louis, Missouri, EE.UU.
- Riley, S.; Shrestha, S.; Hackney, P.; Mann, R.A. 2008. Water quality of road runoff in the Blue Mountains, NSW, Australia. 151-160. En: *Geo-environment and Landscape Evolution III*. Editado por: Mander, U.; Brebbia, C.A.; Martín Duque, J.F. Wessex Institute of Technology, Southampton. UK.
- Rinaldi, M. & Casagli, N. 1999. Stability of streambanks formed in partially saturated soils and effects of negative pore water pressures: the Sieve river Italy. *Geomorphology* 26(4): 253–277.
- Robichaud, P.R. & Brown, R.E. 2002. Silt fences: an economical technique for measuring hillslope soil erosion. General Technical Report RMRS-GTR-94. Fort Collins, Colorado: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. EE.UU.
- Robichaud, P.R.; MacDonald, L.; Freeouf, J. 2003. Postfire rehabilitation of the Hayman Fire. En: Graham, R.T. Hayman fire case study. General Technical Report. RMRS-GTR-114. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. EE.UU. 293-313.
- Robichaud, P.R. 2005. Measurement of post-fire hillslope erosion to evaluate and model rehabilitation treatment effectiveness and recovery. *International Journal of Wildland Fire* 14(4): 475-485.
- Rockwell, D.L. 2002. The influence of groundwater on surface flow erosion processes. *Earth Surface Processes and Landforms* 27(5): 495-514.
- Rokich, D.P.; Dixon, K.W.; Sivasithamparam, K.; Meney, K.A. 2000. Topsoil handling and storage effects on woodland restoration in Western Australia. *Restoration Ecology* 8:196–208.
- Rondón, C. & Elizalde, G. 1997. Estabilidad física y química de los microagregados de dos unidades de suelos evolucionados. *Agronomía Tropical* 47(4): 409-423.
- Roose, E.J. 1988. Soil and water conservation lessons from steep-slope farming in French-speaking countries of Africa. En: *Conservation Farming on Steeplands*. W.C. Moldenhauer and N.W. Hudson. SWCS, Ankeny, IA. 129-139.
- Rostagno, C.M. 1989. Infiltration and sediment production as affected by soil surface conditions in a shrubland of Patagonia, Argentina. *Journal of Range Management* 42: 382-385.

- San Emeterio, L.; Arroyo, A.; Canals, R.M. 2004. Allelopathic potential of *Lolium rigidum* Gaud on the early growth of three associated pasture species. *Grass and Forage Science* 59: 107–112.
- Sánchez, G. & Puigdefábregas, J. 1994. Interactions of plant-growth and sediment movement in semiarid slopes. *Geomorphology* 9: 243-260.
- Saxton, K.E.; Rawls, W.J.; Romberger, J.S.; Papendick, R.I. 1986. Estimating generalized soil-water characteristics from texture. *Soil Science Society of America Journal* 50(4): 1031-1036.
- Schor, H.J. 1993. Landformgrading: comparative definitions of grading designs. *Landscape Architect & Specifier News*, November. 22-25.
- Schor, H.J. & Gray, D.H. 1995. Landform grading and slope evolution. *Journal of Geotechnical Engineering* 121: 729–734.
- Schor, H. J. & Gray, D. H. 2007. Landforming: an environmental approach to hillside development, mine reclamation and watershed restoration. Hoboken, New Jersey. John Wiley & Sons. Chisester, G.B.
- Schertz, D.L.; Moldenhauer, W.C.; Franzmeier, D.P.; Sinclair, H.R.. 1985. Field evaluation of the effect of soil erosion on crop productivity. p. 9–17. En *Erosion and Soil Productivity. Proceedings of the National Symposium on Erosion and Soil Productivity. American Society of Agricultural Engineers. New Orleans, EE.UU. LA. ASAE Publication* 8-85.
- Schütz, W.; Milberg, P.; Lamont, B.B. 2002. Germination requirements and seedling responses to water availability and soil type in four eucalypt species. *Acta Oecol* 23: 23–30.
- Schumm, S.A. & Rea, D.K. 1995. Sediment yield from disturbed earth systems. *Geology* 23(5): 391-394.
- SER (Society for Ecological Restoration). 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. <http://www.ser.org/content/spanishprimer.asp>.
- Sidorchuk, A.; Märker, M.; Moretti, S.; Rodolfi, G. 2003. Gully erosion modelling and landscape response in the Mbuluzi river catchment of Swaziland. *Catena* 50: 507–525.
- Simon, A.; Curini, A.; Darby, S.E.; Langendoen, E.J. 1999. Streambank mechanics and the role of bank and near-bank processes in incised channels. En *Incised River Channels*, Darby SE, Simon A (Eds), John Wiley and Sons. Chichester, G.B. 193-217.
- Smith, N. 1973. On preserving topsoil. p. 217-219. En *Conservation tillage National Conference Soil Conservation Society of America*. 28-30 Mar. 1973. Soil Water Conservation Society. Ankeny, I.A.
- Sparovek, G.; Teramoto, E.R.; Toreta, D.M.; Rochele, T.C.; Shayer, E.P.M. 1990. Erosao simulada e produtividade do milho. En: *Congresso brasileiro e encontro nacional de pesquisa sobre conservacao do solo. VIII Londrina, 1990. Anais. Londrina, Sociedade Brasileira de Ciencia do Solo. Brasil*.
- Syvitski, J.P.M.; Vörösmarty, C.J.; Kettner, A.J.; Green, P. 2005. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science* 308: 376–380.

- Stafford, R.F. 1982. Fertilization and legume establishment on highway slopes. Transportation Research Board 859: 19-24.
- Stolt, M.H.; Baker, J.C.; Simpson, T.W.; Martins, D.C.; McKenna, J.R.; Funcher, J.R. 2001. Phisycal reconstruction of mine tailings after surface mining mineral sands from prime agricultural land. Soil Science 166(1): 29-37.
- Storey, B.B.; McFalls, J.A.; Godfrey, S.H. 1995. The use of compost and shredded brush on rights-of-way for erosion control: Final report. Texas Transportation Institute. Texas A&M University System. College Station, Texas. EE.UU.
- Storie, R.E. 1970. Manual de evaluación de suelos. Unión Tipográfica Editorial Hispano Americana. México.
- Strahler, A.N. 1992. Geología Física. Ediciones Omega. Barcelona. España.
- Suarez-Díaz, J. 1998. Deslizamientos y estabilidad de taludes en zonas tropicales. Ingeniería de Suelos Ltda. Bucaramanga. Colombia.
- Suarez-Díaz, J. 2003. Elaboración de modelos conceptuales de deslizamientos en suelos residuales en Colombia. XII Jornadas geotécnicas de la ingeniería colombiana y V foro sobre geotecnia de la sabana de Bogotá. Colombia.
- Sullivan, R. & Foote, L.E. 1982. Roadside erosion causes and factors: Minnesota survey analysis. Transportation Research Record 859: 19-24.
- Sultan, N.; Cochonat, P.; Canals, M.; Cattaneo, A.; Dennielou, B.; Haflidason, H.; Laberg, J.S.; Long, D.; Mienert, J.; Trincardi, F.; Urgeles, R.; Vorren, T.O.; Wilson, C. 2004. Triggering mechanisms of slope instability processes and sediment failures on continental margins: a geotechnical approach. Marine Geology 213: 291–321.
- Temperton, V.M.; Hobbs, R.J.; Nettle, T.; Halle, S. 2004. Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice. Island Press: Washington, DC. EE.UU
- The Mammal Society. 2000. National survey of wildlife roadkill casualties. <http://www.abdn.ac.uk/mammal/roadkill.html>.
- Thornes, J.B. 1985. The ecology of erosion. Geography 70: 222-236.
- Thornes, J.B. 1988. Competitive vegetation-erosion model for Mediterranean conditions. 255-281 en: R.P.C. Morgan & R.J Rickson Agriculture. Erosion assessment and modelling. Commission of the European Communities. Luxemburgo.
- Thornes, J. 1990. Vegetation and erosion: processes and environments. Symposium Proceedings. British Geomorphological Research Group Symposia Series. John Wiley & Sons. Chichester. Chisester, G.B.

- Tisdall, J.M. & Oades, J.M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33: 141-163.
- Tofts, R.; Silvertown, J. 2002. Community assembly from the local species pool: an experimental study using congeneric species pairs. *Journal of Ecology* 90: 385–393.
- Tormo, J. 2007. Factores que influyen en la colonización vegetal y la revegetación de taludes en ambiente mediterráneo. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia. España.
- Tormo, J.; Bochet, E.; García-Fayos, P. 2007. Road slope revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part II: topsoiling, species selection and hydroseeding. *Restoration Ecology* 15(1): 97-102.
- Tormo, J.; García-Fayos, P.; Bochet, E. 2008. Relative importance of plant traits and ecological filters in road embankment revegetation under semiarid Mediterranean conditions. *Ecological Engineering* 33: 258-264.
- Tormo, J.; García-Fayos, P.; Bochet, E. 2009. Restauración y revegetación de taludes de carreteras en ambientes mediterráneos semiáridos: procesos edáficos determinantes para el éxito. *Ecosistemas* 18 (2): 79-90.
- Toy, T.J. & Black, J.P. 2000. Topographic Reconstruction: The Theory and Practice. En *Reclamation of Drastically Disturbed Lands*, R.I. Barnhisel. Madison, WI, ASA, CSSA, SSSA. 41-75.
- Toy, T.J. & Foster, G.R. 1998. Guidelines for the use of the Revised Universal Soil Loss Equation on mined lands, construction sites, and reclaimed lands. Office of Surface Mining, Reclamation and Enforcement, Denver. EE.UU.
- Toy, T.J.; Foster, G.R.; Renard, K.G. 2002. Soil erosion: processes, prediction, measurement and control. John Wiley and Sons, New York. EE.UU.
- TRAGSA (Transformación Agraria Sociedad Anónima). 1994. Restauración hidrológico forestal de cuencas y control de la erosión. TRAGSATEC. Mundi Prensa, Madrid. España.
- Troeh, F.R.; Hobbs, J.A.; Donahue, R.L. 1999. Soil and Water Conservation. Englewood Cliffs (NJ):Prentice Hall.
- Tsuyuzaki, S.; Titus, J.H.; Del Moral, R. 1997. Seedling establishment patterns on the Pumice Plain, Mount St. Helens, Washington. *Journal of Vegetation Science* 8: 727–734.
- Turnbull, L.A.; Crawley, M.J.; Rees, M. 2000. Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments. *Oikos* 88: 225–238.
- UE. Directiva 97/62/CE. 1997. Diario Oficial de las Comunidades Europeas, nº L 305.
- Uhlenbrook, S. 2003. An empirical approach for delineating spatial units with the same dominating runoff generation processes. *Physics and Chemistry of the Earth* 28: 297–303.

- Valladares, F.; Balaguer, L.; Martinez-Ferri, E.; Perez-Corona, E.; Manrique, E. 2002. Plasticity, instability and canalization: is the phenotypic variation in seedlings of sclerophyll oaks consistent with the environmental unpredictability of Mediterranean ecosystems? *New Phytologist* 156: 457–467.
- Valladares, F. 2004. Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Páginas 309-334. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid. ISBN: 84-8014-552.
- Valladares, F. & Gianoli, E. 2007. How much ecology do we need to know to restore Mediterranean ecosystems? *Restoration Ecology* 15: 363–368
- Van der Zande, A. N.; Ter Keurs, J.; Van der Weijden, W.J. 1980. The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat-evidence of a long distance effect. *Biology Conservation* 18: 299-321.
- Verheyen, K.; Hermy, M. 2001. The relative importance of dispersal limitation of vascular plants in secondary forest succession in Muizen Forest. *Belgium Journal Ecology* 89: 829–840.
- Verhoest, N.E.C.; Lievens, H.; Wagner, W.; Alvarez-Mozos, J.; Moran, M.S.; Mattia, F. 2008. On the soil roughness parameterization problem in soil moisture retrieval of bare surfaces from Synthetic Aperture Radar. *Sensors* 8: 4213-4248.
- Wainwright, J. 1994. Antropogenic factors in the degradation of semi-arid regions: A prehistoric case study in southern France. 285-304. En Millington, A.C. & Pye, K.J. *Environmental change in the drylands: biogeographical and geomorphological perspectives*. John Wiley & Sons. Chichester. Chisester, G.B.
- Walker, D.A. & Walker, M.D. 1991. History and pattern of disturbance in Alaskan arctic terrestrial ecosystems: a hierarchical approach to analyzing change. *Journal of Applied Ecology* 28: 244-276.
- Wali, M.K. 1999. Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. *Plant and Soil* 213(1-2): 195-220.
- Ward, S.C.; Koch, J.M.; Ainsworth, G.L. 1996. The effect of timing of rehabilitation procedures on the establishment of a jarrah forest after bauxite mining. *Restoration Ecology* 4: 19–24.
- Warren, S.D. 2001. Synopsis: influence of biological soil crusts on arid land hydrology and soil stability. *Biology Soil Crusts: Structure, Function and Management*. Belnap, J. & Lange, O.L. 349–360.
- Warren, R.J. 2008. Mechanisms driving under storey evergreen herb distributions across slope aspects: as derived from landscape position. *Plant Ecology* 198: 297–308.
- Whisenant, S.G. 1999. Repairing damaged wildlands. A processoriented, landscape-scale approach. *Biological conservation, restoration, and sustainability 1*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. En prensa.
- Williamson, J. & Harrison, S. 2002. Biotic and abiotic limits to the spread of exotic revegetation species. *Ecological Applications* 12(1): 40-5.

- Wilson, G.V.; Periketi, R.K.; Fox, G.A.; Dabney, S.M.; Shields, F.D.; Cullum, R.F. 2007. Seepage erosion properties contributing to streambank failure. *Earth Surface Processes and Landforms* 32 (10): 1002-1405.
- Wilson, J.B. & Watkins, A.J. 1994. Guilds and assembly rules in lawn communities. *Journal of Vegetation Science* 5: 591–600.
- Winkel, V. K.; Roundy, B. A.; Cox, J. R. 1991. Influence of seedbed microsite characteristics on grass seedling emergence. *Journal of Range Management* 44: 210-214.
- Wischmeier, W.H. 1977. Foreword. En Foster, G.R. *Soil Erosion: Prediction and Control* Soil Conservation Society of America. Ankeny. Iowa. EE.UU. 7-12.
- Wischmeier, W.H. & Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses. *Agriculture Handbook* nº 537. United States Department of Agriculture. Washington. EE.UU.
- Woodruff, J.M. & Blaser, R.E. 1970. Establishing and maintaining turf on steep slopes along Virginia highways. Annual Report for the Virginia Department. of Highway and U.S. Bureau of Public Roads. Agronomy Department. Virginia Polytechnic Institute y State University. Blacksburg. EE.UU.
- Wright, D.L.; Perry, J.T.; Green, Jr; Blaser R.E. 1975. Manual for establishing a vegetative cover in highway corridors of Virginia. Virginia Polytechnic Institue and State University. Blacksburg. EE.UU.
- Wright, D.L.; Perry, H. D.; Blaser, R.E. 1978. Persistent low maintenance vegetation for erosion control and aesthetics in highway corridors. In: Schaller, W.; Sutton, P., eds. *Reclamation of drastically disturbed lands symposium: proceedings; 1976 August 9-12; Wooster, Ohio: Ohio Agricultural Research and Experiment Station* 553-582.
- Yadav, S.; Gill, M.S.; Kukal, S.S. 2007. Performance of direct-seeded basmati rice in loamy sand in semi-arid sub-tropical India. *Soil & Tillage Research* 97: 229–238.
- Yang, X. & Zou, J. 2006. Stability factors for rock slopes subjected to pore water pressure based on the Hoek-Brown failure criterion. *International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences* 43: 1146-1152.
- Yassoglou, N. 2000. Soil Degradation and Desertification. En Rubio, J.L.; Asins, S.; Andreu, V.; Paz, J.M.; Gimeno, E. *Key Notes. Man and Soil at the Third Millennium. ESSC. Valencia, Third International Congress* 133-144.
- Young, W.C. 1968. Ecology of roadside treatment. *Journal of Soil and Water Conservation* 23: 47-50.
- Zobel, M.; Van Der Maarel, E.; Dupre, C. 1998. Species pool: the concept, its determination and significance for community restoration. *Applied Vegetation Science* 1: 55–66
- Zavitkovski, J.; Newton, M. 1968. Ecological importance of snowbrush, *Ceanothus velutinus*, in the Oregon cascades. *Ecology* 49: 1134–114.

- Ziegler, A.D.; Giambelluca, T.W. 1997. Importance of rural roads as source areas for runoff in mountainous areas of northern Thailand. *Journal of Hydrology* 196: 204-229.
- Zobeck, T.M. & Onstad, C.A. 1987. Tillage and rainfall effects on random roughness; a review. *Soil Tillage Research* 9: 1-20.

12. ANEXOS

ANEXO I:

CARACTERIZACIÓN DE LAS ESTRUCTURAS DE DRENAJE DESARROLLADAS EN DESMONTES MEDIANTE LÁSER ESCÁNER TERRESTRE (TLS). INFLUENCIA DE LOS FACTORES LITOLOGÍA Y MORFOLOGÍA

Tabla I.1. Datos sobre las características topográficas, la erosión y la densidad de drenaje tanto de las secciones como de cada desmonte completo monitorizado en el entorno de la ciudad de Toledo.

DESMONTE: TO-22, km 7		LITOLOGÍA: FRANCO-ARENOSO		MORFOLOGÍA: RECTILÍNEO CORTO		
Secciones						
Sección (nº)	Erosión (m³)	(Mg·ha ⁻¹)	Área (ha)	Pendiente media (º)	Rugosidad (-)	Densidad de drenaje (m·m ⁻²)
Sección 1	0.265	842.92	4.72·10 ⁻⁴	38.90	1.0	2.48
Sección 2	0.335	1070.60	4.70·10 ⁻⁴	37.85	1.09	3.19
Sección 3	0.335	1061.70	4.73·10 ⁻⁴	34.65	1.07	2.77
Sección 4	0.329	1045.85	4.72·10 ⁻⁴	33.22	1.13	2.99
Sección 5	0.310	954.99	4.87·10 ⁻⁴	35.42	1.14	4.13
Sección 6	0.284	894.23	4.78·10 ⁻⁴	35.82	1.17	3.14
Sección 7	0.286	909.65	4.73·10 ⁻⁴	35.26	1.08	3.19
Sección 8	0.303	960.01	4.73·10 ⁻⁴	35.33	1.13	3.14
Sección 9	0.240	767.51	4.70·10 ⁻⁴	33.21	0.99	2.38
Desmonte completo						
Altura (m)	Erosión (m³)	(Mg·ha ⁻¹)	Área (ha)	Pendiente media (º)	Longitud (m)	Densidad de drenaje (m·m ⁻²)
25.56	32.58	1215.86	0.51	34.10	46.42	2.53
DESMONTE: TO-22, ROTONDA		LITOLOGÍA: FRANCO-ARENOSO		MORFOLOGÍA: RECTILÍNEO		
Secciones						
Sección (nº)	Erosión (m³)	(Mg·ha ⁻¹)	Área (ha)	Pendiente media (º)	Rugosidad (-)	Densidad de drenaje (m·m ⁻²)
Sección 1	0.219	691.62	4.75·10 ⁻⁴	34.4	1.00	0
Sección 2	0.312	977.76	4.79·10 ⁻⁴	37.1	1.04	3.48
Sección 3	0.334	1046.90	4.79·10 ⁻⁴	37.65	1.04	3.13
Sección 4	0.333	1053.49	4.75·10 ⁻⁴	34.49	1.08	3.17
Sección 5	0.356	1121.69	4.77·10 ⁻⁴	33.53	1.06	2.82
Sección 6	0.352	1109.86	4.76·10 ⁻⁴	33.8	1.10	3.04
Desmonte completo						
Altura	Erosión		Área	Pendiente media	Longitud	Densidad de drenaje

(m)	(m³)	(Mg·ha ⁻¹)	(ha)	(º)	(m)	(m·m ⁻²)
19.44	28.09	1111.05	0.26	33.40	33.62	2.71
DESMONTE: A-40, KM 123		LITOLOGÍA: ARCILLOSO		MORFOLOGÍA: RECTILÍNEO		
Secciones						
Sección (nº)	Erosión (m³)	(Mg·ha ⁻¹)	Área (ha)	Pendiente media (º)	Rugosidad (-)	Densidad de drenaje (m·m ⁻²)
Sección 1	0.512	1060.91	4.78·10 ⁻⁴	35.64	1.01	0.29
Sección 2	0.513	1062.15	4.78·10 ⁻⁴	35.55	1.10	5.65
Sección 3	0.452	949.16	4.78·10 ⁻⁴	37.85	1.14	4.09
Sección 4	0.419	852.46	4.77·10 ⁻⁴	39.58	1.28	6.48
Sección 5	0.377	777.42	4.76·10 ⁻⁴	34.43	1.13	5.89
Desmonte completo						
Altura (m)	Erosión (m³)	(Mg·ha ⁻¹)	Área (ha)	Pendiente media (º)	Longitud (m)	Densidad de drenaje (m·m ⁻²)
12.51	18.00	1208.42	0.15	37.00	22.93	1.44
DESMONTE: AP-41, KM 38		LITOLOGÍA: ARENOSO		MORFOLOGÍA: RECTILÍNEO		
Secciones						
Sección (nº)	Erosión (m³)	(Mg·ha ⁻¹)	Área (ha)	Pendiente media (º)	Rugosidad (-)	Densidad de drenaje (m·m ⁻²)
Sección 1	0.324	648.74	4.76·10 ⁻⁴	38.39	1.01	0.00
Sección 2	0.232	492.79	4.74·10 ⁻⁴	33.08	1.01	0.41
Sección 3	0.238	507.71	4.76·10 ⁻⁴	33.79	1.02	2.71
Sección 4	0.401	840.17	4.78·10 ⁻⁴	39.29	1.04	2.89
Sección 5	0.419	876.65	4.78·10 ⁻⁴	39.91	1.03	2.42
Desmonte completo						
Altura (m)	Erosión (m³)	(Mg·ha ⁻¹)	Área (ha)	Pendiente media (º)	Longitud (m)	Densidad de drenaje (m·m ⁻²)
9.66	15.70	1284.68	0.09	33.70	17.59	4.99
DESMONTE: TO-22, KM 8		LITOLOGÍA: FRANCO-ARENOSO		MORFOLOGÍA: CÓNCAVO		
Secciones						
Sección (nº)	Erosión (m³)	(Mg·ha ⁻¹)	Área (ha)	Pendiente media (º)	Rugosidad (-)	Densidad de drenaje (m·m ⁻²)

Sección 1	0.283	877.9	$4.85 \cdot 10^{-4}$	40.46	1.03	1.46
Sección 2	0.292	921.53	$4.76 \cdot 10^{-4}$	33.53	1.07	0.74
Sección 3	0.287	907.56	$4.75 \cdot 10^{-4}$	29.3	1.05	2.32
Sección 4	0.298	939.37	$4.77 \cdot 10^{-4}$	30.02	1.08	2.7
Sección 5	0.273	859.45	$4.77 \cdot 10^{-4}$	32.43	1.15	3.12
Desmonte completo						
Altura (m)	Erosión (m ³)	(Mg·ha ⁻¹)	Área (ha)	Pendiente media (°)	Longitud (m)	Densidad de drenaje (m·m ⁻²)
19.48	26.84	1018.55	0.2	31.2	34.39	1.95

ANEXO II:

ESTIMACIÓN DE LA EROSIÓN POR
SEEPAGE EN TALUDES MEDIANTE EL
USO DEL LÁSER ESCÁNER
TERRESTRE (TLS)

Tablas sobre el análisis de las precipitaciones de El Molar.

Tabla II.1. Precipitación total acumulad de los últimos 25 años previos a la erosión por *seepage*. Datos obtenidos de la estación meteorológica de Colmenar Viejo.

Año	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Precipitación total acumulada (mm)	515	784	437	423	863	451	393	516	358	393	733	707	730	505	341	786	458	822	660	347	552	652	684	318	656

Tabla II.2. Datos para obtener el periodo de retorno de la precipitación del año natural estudiado según la Ley de Gumbel.

Años	Precipitación media (mm)	Precipitación año natural estudiado (mm)	Desviación típica	Periodo de retorno (años)
25	563.2	662.6	160.67	3.9

Tablas sobre los análisis de laboratorio de las muestras de suelo tomadas de los tres niveles que forman el desmonte estudiado.

Tabla II.3. Análisis de granulometría de los tres niveles del desmonte monitorizado.

Nivel (%)	Granulometría													
	total	19mm	12.5mm	9.5mm	6.3mm	4.75mm	2mm	1mm	0.5mm	0.2mm	0.1mm	0.05	0.002	<0.002
Nivel 1 (%)	100.0	97.4	96.2	94.0	90.9	87.9	63.3	49.9	34.2	21.4	17.7	16.1	11.8	2.3
Nivel 2 (%)	100.0	97.7	97.2	95.7	93.5	91.7	80.9	73.1	60.6	44.1	33.6	27.6	15.6	5.0
Nivel 3 (%)	100.0	100.0	100.0	99.9	98.6	96.8	82.8	67.8	47.8	30.6	25.4	23.2	15.7	3.9

Tabla II.4. Datos para calcular los límites de Atterberg de las tres unidades del desmonte monitorizado.

Límites de Atterberg	Nivel 1			Nivel 2			Nivel 3		
	Caso 1	Caso 2	Media	Caso 1	Caso 2	Media	Caso 1	Caso 2	Media
Golpes (nº)	31	32	-	32	23	-	32	23	-
Humedad LL (%)	53.58	58.58	56.08	32.29	35.09	33.69	48.77	52.35	50.56
Humedad LP (%)	27.68	27.38	27.53	22.77	23.15	22.96	23.73	24.14	23.94
Índice de Plasticidad (LL-LP)	25.90	31.20	28.55	9.52	11.94	10.73	25.04	28.21	26.63

Tabla sobre las características topográficas, el suelo erosionado y el material sedimentado de las áreas del desmonte afectadas por la erosión por seepage.

Tabla II.5. Datos sobre las propiedades topográficas, el suelo erosionado y el material sedimentado de las áreas del desmonte afectadas por la erosión por seepage.

MDE	Anchura máxima (m)	Longitud máxima (m)	Ángulo (º)	Área 3D afectada (m²)	Suelo erosionado		Área erosionada		Material sedimentado				Área sedimentada	
					(m³)	(kg·m²)	(kg·m.lineal ⁻¹)	(m²)	(%)	(m³)	(kg·m²)	(kg·m.lineal ⁻¹)	(m²)	(%)
S1-A	18.01	10.49	35.17	197.08	35.77	272.27	2980.96	153.7	77.99	3.66	27.84	304.9	43.37	22.01
S1-B	18.01	10.91	34.19	207.68	37.32	269.53	3109.87	158.62	76.37	4.63	33.44	385.81	49.07	23.63
S2-A	10.8	10.17	34.42	99.13	31.11	224.69	4320.72	90.94	91.74	0.43	3.12	55.97	8.19	8.26
S2-B	10.8	10.19	31.97	99.51	29.16	210.58	4165.08	88.71	89.16	0.95	6.85	135.43	11.88	11.94

ANEXO III:

ESTIMACIÓN DE LA EROSIÓN
HÍDRICA EN TALUDES DEL ENTORNO
DE BARAJAS. ANÁLISIS DE LOS
FACTORES IMPLICADOS

Material recogido en las trampas de sedimento durante el periodo experimental.

Tabla III.1. Material recogido (g) en las trampas de sedimento en cada una de las recogidas de muestras durante el año 2008.

	Año 2008															
	14/04	25/04	14/05	21/05	03/06	14/06	20/06	01/07	17/07	11/09	25/09	16/10	27/10	07/11	12/12	23/12
ST4S-1 (g)	155.1	99.7	45.1	33.7	299.9	40.4	84.8	2877.9	0.0	86.3	196.4	396.3	2044.3	393.0	65.8	80.9
ST4S-2 (g)	424.3	248.4	170.5	168.8	1331.5	110.9	307.4	5927.4	73.7	792.0	532.5	2178.0	2810.1	2152.1	218.4	659.0
ST4S-3 (g)	1018.2	636.8	377.1	357.7	3240.5	270.9	970.9	14527.1	41.7	519.9	1634.8	1733.2	5472.5	2156.3	320.3	697.8
ST4N-1 (g)	12.5	9.9	0.0	0.0	9.4	3.6	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
ST4N-2 (g)	85.7	15.9	0.0	0.0	12.0	2.7	6.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
ST4N-3 (g)	155.0	42.3	9.1	33.4	79.9	90.3	22.3	0.0	0.0	28.7	24.4	35.2	0.0	0.0	0.0	0.0
CRS-1 (g)	2114.7	633.7	334.3	128.2	1447.1	680.8	39.7	43487.4	83.8	630.2	5725.5	457.3	6362.0	4496.8	259.5	110.4
CRS-2 (g)	2040.8	604.8	354.2	121.7	2284.6	653.3	62.0	54752.7	13.9	489.9	5872.8	508.9	7618.1	4660.0	264.8	246.8
CRS-3 (g)	3373.2	642.9	279.6	92.4	2251.6	592.3	84.4	47688.8	71.4	574.6	6686.4	742.7	7396.1	4533.1	275.5	654.3
CRN-1 (g)	114.1	104.0	51.8	25.5	140.9	59.5	294.8	156.3	26.0	127.4	73.2	527.5	92.0	61.8	42.7	129.9
CRN-2 (g)	365.7	148.1	111.7	45.5	519.6	112.9	188.8	996.4	0.0	234.6	242.3	750.5	342.2	401.8	116.3	396.8
CRN-3 (g)	233.3	161.8	105.3	42.7	516.7	85.9	161.9	2685.6	0.0	336.6	267.2	932.3	454.1	682.5	153.8	395.1
T4T4-1 (g)	3379.1	814.8	474.8	198.0	1286.1	289.0	321.9	22367.7	63.7	949.7	644.6	3093.6	3755.2	12250.6	421.8	174.0
T4T4-2 (g)	1354.2	260.4	166.8	93.7	489.6	121.5	113.1	9430.7	19.1	380.4	340.2	382.9	3556.4	8529.6	209.0	82.0
T4T4-3 (g)	1258.5	252.0	286.9	170.4	828.4	197.2	169.3	16245.1	0.0	516.6	67.2	502.4	1338.5	1481.5	339.6	106.8
M13-1 (g)	263.0	130.6	77.1	0.0	262.3	137.9	65.9	394.1	27.8	363.3	145.5	532.6	0.0	0.0	70.5	203.2
M13-2 (g)	409.7	96.2	139.0	24.1	409.3	191.6	0.0	820.8	159.2	162.2	323.7	1218.1	0.0	0.0	191.9	245.2
M13-3 (g)	161.9	27.6	8.8	2.9	38.3	20.0	0.0	62.9	9.2	105.1	51.2	141.7	80.4	0.0	29.4	56.8
M12-1 (g)	1169.7	462.9	234.9	296.5	2219.9	157.7	483.0	29932.8	43.6	623.2	638.6	388.1	10301.4	3569.5	176.3	222.2
M12-2 (g)	517.9	183.6	131.3	122.2	679.2	44.9	151.0	18863.1	8.5	259.8	203.5	495.6	2874.7	2159.7	106.4	64.5
M12-3 (g)	182.1	188.6	50.3	73.6	703.2	28.7	55.6	29737.0	42.4	145.1	482.5	410.4	6320.1	2165.6	77.7	88.7
M12-5 (g)	126.3	31.5	25.3	11.2	59.5	0.0	9.5	293.2	0.0	20.3	19.0	20.8	83.2	21.6	10.7	71.1
M12-6 (g)	158.5	48.4	38.1	19.6	72.5	0.0	13.2	475.8	0.0	9.5	16.7	84.2	61.6	23.7	6.9	72.3
Total	19073.3	5844.7	3471.8	2061.5	19182.0	3891.9	3607.7	301723.0	683.8	7355.3	24188.2	15532.2	60962.7	49739.3	3357.0	4757.7

Tabla III.2. Material recogido (g) en las trampas de sedimento en cada una de las recogidas de muestras durante el año 2009.

	Año 2009																	
	20/01	29/01	04/02	24/02	06/03	03/04	15/04	22/04	13/05	03/06	22/06	16/09	23/09	20/10	02/11/	01/12	04/12	10/12
ST4S-1 (g)	16.9	21.8	6.9	9.4	14.4	24.0	0.0	3.4	6.8	2634.6	121212.0	358.0	47.2	4767.6	7716.6	604.7	25.9	9.2
ST4S-2 (g)	46.3	14.8	43.4	70.0	26.1	24.2	15.1	31.0	60.6	4283.1	254184.0	410.6	61.3	7520.0	14990.8	930.2	10.4	15.9
ST4S-3 (g)	74.3	45.4	73.5	143.3	39.9	53.4	113.6	56.1	157.6	8446.2	165983.4	806.6	65.1	13270.5	25803.8	1622.3	29.6	29.1
ST4N-1 (g)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
ST4N-2 (g)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
ST4N-3 (g)	9.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
CRS-1 (g)	77.3	10.9	42.4	77.0	0.0	28.7	12.1	24.1	97.0	19620.0	172121.6	443.5	43.4	9191.1	15531.4	3815.3	25.5	16.4
CRS-2 (g)	43.1	23.4	52.1	35.7	29.1	37.3	29.8	41.9	108.8	9999.0	178404.8	708.2	89.2	11894.3	18873.6	2025.8	46.1	20.6
CRS-3 (g)	45.6	11.8	37.1	43.9	22.4	33.6	22.5	31.4	87.0	13902.9	220796.0	359.0	69.4	11107.9	22117.5	2406.1	32.0	45.3
CRN-1 (g)	44.6	0.0	16.8	24.6	3.6	15.2	15.9	1.6	15.9	50.7	5138.1	393.3	72.2	203.3	302.1	92.2	37.6	0.0
CRN-2 (g)	40.6	9.1	23.2	51.8	17.6	23.8	26.2	17.4	62.6	492.7	710.6	271.0	30.9	1877.4	2458.5	236.3	26.2	0.0
CRN-3 (g)	42.3	7.8	26.9	66.1	22.3	41.0	4.5	31.4	73.0	566.8	1049.3	512.3	67.8	3440.5	3735.4	461.9	0.0	0.0
T4T4-1 (g)	217.9	929.8	119.0	168.4	204.5	78.4	112.5	116.9	181.6	544.3	1033.3	880.6	126.5	1376.2	1806.4	284.7	14.1	21.6
T4T4-2 (g)	64.9	86.2	48.0	47.9	78.5	32.4	31.4	35.5	62.1	478.8	802.3	198.3	47.0	1720.3	3736.4	691.4	15.3	14.3
T4T4-3 (g)	111.4	53.0	90.9	30.0	73.8	23.0	16.0	63.5	55.6	553.6	1195.6	200.9	59.3	1916.9	8748.7	1361.7	14.1	19.8
M13-1 (g)	154.6	95.1	30.6	47.2	29.6	22.1	8.7	12.1	31.4	180.6	549.1	0.0	12.1	301.7	645.5	167.0	5.3	0.0
M13-2 (g)	14.2	27.6	27.8	121.4	73.6	5.8	37.5	24.1	112.0	173.9	872.8	0.0	58.3	548.8	959.5	352.9	8.7	0.0
M13-3 (g)	58.7	0.0	6.7	4.9	18.6	11.9	4.0	2.6	67.2	81.6	104.2	0.0	9.0	158.1	150.4	91.0	2.3	0.0
M12-1 (g)	24.0	19.3	40.3	28.1	10.9	37.9	5.2	28.6	27.6	9950.0	211661.3	783.1	73.4	109113.0	51607.5	7821.0	98.6	13.7
M12-2 (g)	11.1	0.0	18.0	6.7	12.7	19.6	1.7	11.7	12.2	704.1	186220.8	437.9	157.0	74708.0	34405.0	5137.0	72.5	45.1
M12-3 (g)	26.4	0.0	11.4	12.8	3.4	7.7	5.1	7.1	9.6	526.1	176.3	217.4	71.3	59963.0	29981.5	3779.7	73.7	13.8
M12-5 (g)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	356.3	0.0	0.0
M12-6 (g)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.1	0.0	0.0	0.0	0.0	1570.2	0.0	0.0	0.0	0.0	385.2	0.0	0.0
Total	1123.6	1355.9	715.0	989.0	681.0	528.2	461.5	540.1	1228.5	73188.8	1523785.7	6980.8	1160.3	313078.4	243570.4	32622.5	537.8	264.6

Tabla III.3. Material recogido (g) en las trampas de sedimento en cada una de las recogidas de muestras durante el año 2010.

	Año 2010													
	15/01	27/01	10/02	19/02	02/03	10/03	26/03	20/04	25/05	18/06	01/07	28/08	10/09	24/09
ST4S-1 (g)	189.4	44.3	0.0	54.9	79.3	0.0	31.0	26.4	10.1	8.8	100.0	98.6	60.3	43.5
ST4S-2 (g)	606.3	35.5	0.0	119.8	307.3	0.0	57.0	124.3	88.1	65.5	234.7	2229.0	387.3	316.4
ST4S-3 (g)	1468.0	83.3	0.0	234.3	561.2	0.0	92.0	248.4	157.9	204.1	535.4	3748.9	527.1	551.0
ST4N-1 (g)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
ST4N-2 (g)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
ST4N-3 (g)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
CRS-1 (g)	1282.5	69.3	0.0	139.0	398.6	0.0	43.8	80.0	93.4	86.5	198.2	408.2	240.1	226.1
CRS-2 (g)	1728.7	61.6	0.0	219.5	772.5	0.0	69.7	146.0	134.9	443.2	277.4	651.2	396.3	495.3
CRS-3 (g)	1607.6	83.3	0.0	201.5	955.9	0.0	113.3	131.2	151.5	405.3	286.0	573.7	398.5	431.2
CRN-1 (g)	119.0	28.1	0.0	49.2	116.8	0.0	65.0	123.1	172.4	119.3	270.5	533.1	277.5	239.7
CRN-2 (g)	346.7	49.5	0.0	101.5	403.7	0.0	70.8	122.7	147.1	160.6	220.7	405.8	244.6	178.1
CRN-3 (g)	489.5	54.8	0.0	188.1	510.9	0.0	111.8	210.5	260.9	167.8	732.2	728.1	423.8	304.9
T4T4-1 (g)	488.8	18.9	0.0	176.9	1126.8	0.0	130.8	335.7	354.5	224.5	263.4	755.2	358.7	324.7
T4T4-2 (g)	361.4	38.3	0.0	129.6	183.2	0.0	67.2	133.7	212.4	99.7	141.2	220.9	341.1	158.3
T4T4-3 (g)	284.6	0.0	0.0	118.4	114.1	0.0	0.0	256.8	299.2	128.7	263.3	519.9	226.9	224.9
M13-1 (g)	175.7	0.0	0.0	53.7	82.6	0.0	29.9	17.6	45.7	0.0	218.8	175.8	158.5	244.7
M13-2 (g)	450.4	0.0	0.0	144.2	333.7	0.0	50.0	109.9	110.4	0.0	606.5	383.7	264.9	472.4
M13-3 (g)	294.4	0.0	0.0	27.9	54.3	0.0	15.7	6.7	4.8	0.0	549.0	16.6	42.1	78.5
M12-1 (g)	2670.8	1492.7	0.0	119.5	1125.1	0.0	58.2	160.2	158.3	105.6	492.1	567.0	266.3	84.0
M12-2 (g)	1257.8	25.9	0.0	68.2	144.4	0.0	42.5	45.8	27.2	42.1	117.2	229.9	99.6	221.7
M12-3 (g)	654.8	38.3	0.0	36.6	87.5	0.0	33.4	42.3	41.8	22.8	76.8	256.6	60.3	0.0
M12-5 (g)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
M12-6 (g)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Total	14476.4	2123.6	0.0	2182.7	7357.9	0.0	1082.2	2321.2	2470.6	2284.4	5583.1	12502.1	4774.0	4595.3

Datos sobre la pluviometría y los sedimentos recogidos en cada periodo de muestreo.

Tabla III.4. Datos pluviográficos y recogida de sedimentos de cada periodo de muestreo.

Fecha	Sedimentos (Kg)	Pluviosidad (ml)	Episodios de precipitación (nº)	Intensidades de precipitación				
				Intensidad media	I ₆₀	I ₃₀	I ₁₅	I ₅
21/05/2008	2.06	7.97	3	3.85	6.72	11.94	23.64	70.69
03/06/2008	19.18	47.66	8	3.68	6.54	6.97	13.65	40.34
14/06/2008	3.89	13.07	3	1.16	2.30	4.45	8.74	24.18
20/06/2008	3.61	6.77	1	1.17	7.93	15.62	28.13	49.90
01/07/2008	301.72	17.28	1	9.17	14.91	29.22	53.42	126.89
17/07/2008	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
11/09/2008	7.36	12.36	2	1.64	6.55	12.98	16.77	27.50
25/09/2008	24.19	20.57	3	4.66	12.46	17.91	28.53	42.52
16/10/2008	15.53	46.48	5	8.41	27.73	38.16	53.96	72.46
27/10/2008	60.96	32.69	2	2.30	27.73	40.79	49.81	89.42
07/11/2008	49.74	61.95	6	2.41	6.60	10.25	15.25	36.20
12/12/2008	3.36	37.71	6	1.24	5.15	5.15	5.15	5.15
23/12/2008	4.76	10.69	1	1.44	3.36	3.94	4.42	4.86
20/01/2009	1.12	22.13	6	0.61	1.52	1.60	1.63	2.99
29/01/2009	1.36	8.29	2	0.85	3.22	5.38	7.71	10.28
04/02/2009	0.71	36.73	3	1.24	4.07	4.72	5.15	5.54
24/02/2009	0.99	8.44	3	0.52	1.20	1.20	1.29	2.58
06/03/2009	0.68	13.83	3	0.62	2.31	3.08	3.44	3.87
03/04/2009	0.53	7.45	1	0.29	0.76	0.94	1.08	2.57
15/04/2009	0.46	7.25	3	0.43	0.89	0.90	1.02	1.05
22/04/2009	0.54	8.44	3	1.61	2.45	2.58	2.74	3.14
13/05/2009	1.23	8.04	3	1.14	3.95	7.86	15.68	25.24
03/06/2009	73.19	21.07	3	15.16	15.36	25.44	50.88	57.60
22/06/2009	1523.79	28.36	6	15.77	21.25	41.01	81.37	116.00

16/09/2009	6.98	4.53	1	14.57	5.76	11.52	20.78	43.90
23/09/2009	1.16	5.20	3	1.16	0.49	2.30	3.11	4.16
20/10/2009	313.08	24.27	3	2.09	18.35	29.36	45.55	90.41
02/11/2009	243.57	24.30	2	1.36	11.81	20.78	35.11	84.39
01/12/2009	32.62	15.10	3	2.54	12.48	16.28	20.89	36.92
04/12/2009	0.54	1.16	1	0.24	0.42	0.62	1.02	1.37
10/12/2009	0.26	4.00	2	0.43	1.26	1.39	1.56	1.70
15/01/2010	14.48	139.73	10	1.05	14.49	18.84	26.64	47.54
27/01/2010	2.12	5.80	1	40.37	1.20	2.40	4.80	55.24
10/02/2010	0.00	9.50	3	0.86	1.44	1.46	1.96	3.18
19/02/2010	2.18	48.10	1	0.97	3.88	5.63	6.46	7.74
02/03/2010	7.36	55.50	6	0.81	7.08	9.46	10.39	13.40
10/03/2010	0.00	45.00	4	0.99	4.24	4.69	5.01	7.39
26/03/2010	1.08	10.80	3	0.93	2.42	3.38	5.76	12.69
20/04/2010	2.32	35.00	9	0.94	5.74	6.50	8.09	10.02
25/05/2010	2.47	23.50	3	1.14	1.47	2.01	2.55	4.34
18/06/2010	2.28	22.20	5	1.39	3.58	6.91	12.89	29.84
01/07/2010	5.58	27.40	4	3.25	11.51	18.34	25.15	32.60
28/08/2010	12.50	17.00	6	4.55	10.54	20.76	39.61	87.70
10/09/2010	4.77	24.70	1	12.88	10.54	20.76	39.61	87.70
24/09/2010	4.60	18.40	3	6.75	12.26	14.90	22.02	36.87

Datos sobre el suelo desnudo durante el periodo experimental.

Tabla III.5. Ejemplo de los porcentajes de suelo desnudo (S), cubierta vegetal viva (V) y muerta (M) medidas en las UCVHs de las tres parcelas del desmonte T4T4 tomadas el día 03/04/2009.

UCVH	1			2			3			4			5			6			Desmonte completo		
Tipo de cobertura	S	V	M	S	V	M	S	V	M	S	V	M	S	V	M	S	V	M	S	V	M
T4T4-1	90	5	5	40	40	20	60	25	15	25	60	15	65	25	10	25	60	15	58	31	11
T4T4-2	85	10	5	40	40	20	75	15	10	40	45	15	95	2	3	25	55	20	75	17	8.1
T4T4-3	85	10	5	40	45	15	60	25	15	35	45	20	70	20	10	25	55	20	60	28	12

Tabla III.6. Datos de suelo desnudo medio (%) de cada parcela monitorizada en el año 2008.

	Año 2008																
	14/04	25/04	14/05	21/05	03/06	13/06	17/06	01/07	17/07	12/09	25/09	09/10	16/10	27/10	07/11	13/12	23/12
T4T4-1 (%)	60.32	60.32	60.32	60.32	60.32	49.17	49.17	56.14	67.56	66.16	66.16	70.38	70.38	70.38	70.38	69.45	67.84
T4T4-2 (%)	57.39	57.39	57.39	57.39	57.39	60.91	60.91	70.26	72.56	71.82	71.82	76.32	76.32	76.32	76.32	73.13	71.48
T4T4-3 (%)	52.65	52.65	52.65	52.65	52.65	56.43	56.43	65.99	62.91	67.97	67.97	72.11	72.11	72.11	72.11	69.25	69.25
ST4S-1 (%)	52.81	52.81	52.81	52.81	52.81	41.95	41.95	43.45	46.86	53.64	53.64	53.64	53.64	53.64	53.64	65.79	63.66
ST4S-2 (%)	58.06	58.06	58.06	58.06	58.06	52.38	52.38	55.46	50.82	51.68	51.68	53.74	53.74	53.74	53.74	67.90	65.61
ST4S-3 (%)	55.80	55.80	55.80	55.80	55.80	61.99	61.99	54.95	42.23	51.64	51.64	53.43	53.43	53.43	53.43	60.23	59.88
ST4N-1 (%)	33.93	33.93	33.93	33.93	33.93	30.82	30.82	38.25	39.80	42.76	42.76	39.99	39.99	39.99	39.99	46.23	41.34
ST4N-2 (%)	33.94	33.94	33.94	33.94	33.94	31.26	31.26	40.17	41.66	45.35	45.35	43.55	43.55	43.55	43.55	51.66	47.97
ST4N-3 (%)	35.97	35.97	35.97	35.97	35.97	33.61	33.61	41.29	44.03	48.42	48.42	46.08	46.08	46.08	46.08	58.81	53.99
M13-1 (%)	24.89	24.89	24.89	24.89	24.89	29.46	29.46	39.60	29.20	35.04	35.04	38.79	38.79	38.79	38.79	50.31	43.79
M13-2 (%)	22.76	22.76	22.76	22.76	22.76	29.06	29.06	34.79	24.89	23.31	23.31	26.46	26.46	26.46	26.46	43.77	37.63
M13-3 (%)	20.34	20.34	20.34	20.34	20.34	24.79	24.79	32.89	25.75	34.62	34.62	24.19	24.19	24.19	24.19	35.75	32.60
M12-1 (%)	56.22	56.22	56.22	56.22	56.22	66.22	66.22	65.46	61.80	62.75	62.75	60.93	60.93	60.93	60.93	55.34	47.93
M12-2 (%)	54.75	54.75	54.75	54.75	54.75	58.72	58.72	68.02	58.11	62.41	62.41	54.15	54.15	54.15	54.15	65.02	53.90
M12-3 (%)	56.57	56.57	56.57	56.57	56.57	53.73	53.73	50.87	60.73	62.74	62.74	59.00	59.00	59.00	59.00	58.14	52.97
M12-5 (%)	34.29	34.29	34.29	34.29	34.29	35.19	35.19	42.68	45.64	50.28	50.28	48.69	48.69	48.69	48.69	43.87	34.15
M12-6 (%)	43.71	43.71	43.71	43.71	43.71	39.09	39.09	48.19	46.35	54.05	54.05	52.26	52.26	52.26	52.26	49.19	37.16
CRS-1 (%)	67.03	67.03	67.03	67.03	67.03	73.61	73.61	78.53	83.17	85.50	85.50	79.98	79.98	79.98	79.98	80.76	79.24
CRS-2 (%)	63.76	63.76	63.76	63.76	63.76	70.16	70.16	75.36	79.74	82.41	82.41	77.02	77.02	77.02	77.02	78.65	76.15
CRS-3 (%)	69.35	69.35	69.35	69.35	69.35	70.80	70.80	76.16	83.27	84.46	84.46	82.02	82.02	82.02	82.02	82.42	79.17
CRN-1 (%)	33.61	33.61	33.61	33.61	33.61	51.53	51.53	52.44	53.33	57.70	57.70	60.83	60.83	60.83	60.83	48.49	47.65
CRN-2 (%)	29.43	29.43	29.43	29.43	29.43	32.52	32.52	45.18	40.90	45.11	45.11	46.34	46.34	46.34	46.34	45.68	45.52
CRN-3 (%)	34.15	34.15	34.15	34.15	34.15	45.16	45.16	46.47	43.46	52.95	52.95	54.13	54.13	54.13	54.13	41.77	41.22

Tabla III.7. Datos de suelo desnudo medio (%) de cada parcela monitorizada en el año 2009.

	Año 20009																	
	20/01	29/01	04/02	24/02	06/03	03/04	15/04	23/04	13/05	03/06	22/06	16/09	24/09	20/10	02/11	01/12	04/12	10/12
T4T4-1 (%)	66.06	66.06	66.06	67.29	67.29	57.77	57.77	51.65	51.65	60.00	60.00	71.69	71.69	66.40	66.40	61.60	61.60	61.60
T4T4-2 (%)	75.78	75.78	75.78	78.96	78.96	74.78	74.78	67.26	67.26	68.91	68.91	79.97	79.97	72.30	72.30	66.33	66.33	66.33
T4T4-3 (%)	66.48	66.48	66.48	69.55	69.55	60.10	60.10	55.14	55.14	65.97	65.97	77.20	77.20	71.19	71.19	62.68	62.68	62.68
ST4S-1 (%)	54.08	54.08	54.08	52.17	52.17	50.04	50.04	44.93	44.93	44.51	44.51	50.04	50.04	50.04	50.04	46.84	46.84	46.84
ST4S-2 (%)	66.00	66.00	66.00	68.38	68.38	53.12	53.12	50.73	50.73	52.04	52.04	62.51	62.51	60.44	60.44	56.67	56.67	56.67
ST4S-3 (%)	61.12	61.12	61.12	61.35	61.35	52.47	52.47	48.56	48.56	41.73	41.73	62.96	62.96	59.39	59.39	55.52	55.52	55.52
ST4N-1 (%)	46.89	46.89	46.89	43.09	43.09	42.59	42.59	32.43	32.43	35.60	35.60	45.83	45.83	40.97	40.97	36.67	36.67	36.67
ST4N-2 (%)	53.50	53.50	53.50	50.82	50.82	37.44	37.44	28.98	28.98	31.27	31.27	35.75	35.75	29.95	29.95	27.54	27.54	27.54
ST4N-3 (%)	57.36	57.36	57.36	53.27	53.27	39.24	39.24	29.70	29.70	32.39	32.39	36.24	36.24	30.25	30.25	27.69	27.69	27.69
M13-1 (%)	35.31	35.31	35.31	38.64	38.64	32.52	32.52	31.41	31.41	22.25	22.25	28.64	28.64	42.68	42.68	37.52	37.52	37.52
M13-2 (%)	27.05	27.05	27.05	28.89	28.89	27.35	27.35	28.84	28.84	19.71	19.71	27.65	27.65	33.37	33.37	32.99	32.99	32.99
M13-3 (%)	24.40	24.40	24.40	29.37	29.37	27.08	27.08	25.67	25.67	19.29	19.29	27.09	27.09	34.73	34.73	33.79	33.79	33.79
M12-1 (%)	56.62	56.62	56.62	56.62	56.62	52.17	52.17	49.76	49.76	52.55	52.55	59.19	59.19	60.14	60.14	55.52	55.52	55.52
M12-2 (%)	54.50	54.50	54.50	58.94	58.94	58.66	58.66	53.27	53.27	56.53	56.53	68.15	68.15	70.29	70.29	65.55	65.55	65.55
M12-3 (%)	48.50	48.50	48.50	53.87	53.87	51.35	51.35	35.80	35.80	36.40	36.40	61.39	61.39	65.45	65.45	64.20	64.20	64.20
M12-5 (%)	42.06	42.06	42.06	45.69	45.69	40.71	40.71	37.44	37.44	42.55	42.55	49.26	49.26	43.24	43.24	38.76	38.76	38.76
M12-6 (%)	46.46	46.46	46.46	47.94	47.94	44.09	44.09	41.20	41.20	43.42	43.42	50.82	50.82	44.37	44.37	40.69	40.69	40.69
CRS-1 (%)	74.48	74.48	74.48	79.68	79.68	76.10	76.10	72.99	72.99	80.04	80.04	81.02	81.02	75.50	75.50	73.31	73.31	73.31
CRS-2 (%)	73.42	73.42	73.42	77.59	77.59	68.60	68.60	67.09	67.09	75.26	75.26	79.94	79.94	72.91	72.91	68.70	68.70	68.70
CRS-3 (%)	72.76	72.76	72.76	75.27	75.27	69.84	69.84	69.94	69.94	74.60	74.60	78.43	78.43	74.84	74.84	71.16	71.16	71.16
CRN-1 (%)	53.29	53.29	53.29	50.87	50.87	39.77	39.77	31.87	31.87	36.19	36.19	58.57	58.57	50.61	50.61	49.82	49.82	49.82
CRN-2 (%)	44.93	44.93	44.93	46.14	46.14	36.73	36.73	30.18	30.18	26.70	26.70	50.89	50.89	40.98	40.98	40.44	40.44	40.44
CRN-3 (%)	41.88	41.88	41.88	45.68	45.68	46.71	46.71	37.74	37.74	38.04	38.04	60.78	60.78	51.53	51.53	46.91	46.91	46.91

Tabla III.8. Datos de suelo desnudo medio (%) de cada parcela monitorizada en el año 2010.

	Año 2010													
	15/01	27/01	10/02	19/02	02/03	10/03	26/03	20/04	25/05	18/06	01/07	28/08	10/09	24/09
T4T4-1 (%)	57.29	57.29	57.29	53.74	53.74	50.41	50.41	46.58	46.58	57.53	57.53	69.21	69.21	69.21
T4T4-2 (%)	70.17	70.17	70.17	70.76	70.76	65.87	65.87	63.98	63.98	67.70	67.70	78.54	78.54	78.54
T4T4-3 (%)	61.98	61.98	61.98	59.05	59.05	57.45	57.45	49.78	49.78	59.71	59.71	74.82	74.82	74.82
ST4S-1 (%)	48.54	48.54	48.54	34.69	34.69	32.47	32.47	19.49	19.49	30.68	30.68	40.03	40.03	40.03
ST4S-2 (%)	61.87	61.87	61.87	48.74	48.74	47.03	47.03	36.36	36.36	49.23	49.23	63.49	63.49	63.49
ST4S-3 (%)	57.55	57.55	57.55	48.39	48.39	46.50	46.50	34.25	34.25	44.48	44.48	63.10	63.10	63.10
ST4N-1 (%)	38.97	38.97	38.97	39.35	39.35	31.18	31.18	21.61	21.61	37.20	37.20	43.01	43.01	43.01
ST4N-2 (%)	35.23	35.23	35.23	35.23	35.23	28.60	28.60	19.51	19.51	34.52	34.52	40.35	40.35	40.35
ST4N-3 (%)	35.77	35.77	35.77	35.77	35.77	29.08	29.08	19.62	19.62	35.01	35.01	40.59	40.59	40.59
M13-1 (%)	25.56	25.56	25.56	25.56	25.56	28.21	28.21	44.75	44.75	21.83	21.83	30.87	30.87	30.87
M13-2 (%)	23.96	23.96	23.96	23.96	23.96	25.29	25.29	47.90	47.90	21.32	21.32	25.03	25.03	25.03
M13-3 (%)	21.45	21.45	21.45	21.45	21.45	20.67	20.67	39.61	39.61	19.25	19.25	26.19	26.19	26.19
M12-1 (%)	54.76	54.76	54.76	54.76	54.76	36.28	36.28	26.28	26.28	52.35	52.35	68.83	68.83	68.83
M12-2 (%)	66.80	66.80	66.80	66.80	66.80	54.31	54.31	43.62	43.62	57.73	57.73	69.77	69.77	69.77
M12-3 (%)	53.58	53.58	53.58	53.58	53.58	45.31	45.31	42.95	42.95	33.29	33.29	68.84	68.84	68.84
M12-5 (%)	43.34	43.34	43.34	43.34	43.34	32.76	32.76	28.96	28.96	32.47	32.47	41.59	41.59	41.59
M12-6 (%)	41.35	41.35	41.35	41.35	41.35	34.61	34.61	30.72	30.72	36.49	36.49	43.89	43.89	43.89
CRS-1 (%)	71.49	71.49	71.49	71.49	71.49	64.33	64.33	59.92	59.92	66.08	66.08	79.63	79.63	79.63
CRS-2 (%)	65.04	65.04	65.04	65.04	65.04	57.22	57.22	49.51	49.51	60.25	60.25	73.87	73.87	73.87
CRS-3 (%)	61.45	61.45	61.45	61.45	61.45	55.61	55.61	50.41	50.41	57.73	57.73	70.25	70.25	70.25
CRN-1 (%)	39.26	39.26	39.26	39.26	39.26	34.61	34.61	36.94	36.94	50.22	50.22	70.14	70.14	70.14
CRN-2 (%)	29.27	29.27	29.27	29.27	29.27	32.21	32.21	22.06	22.06	39.75	39.75	60.44	60.44	60.44
CRN-3 (%)	44.61	44.61	44.61	46.54	46.54	39.64	39.64	37.86	37.86	43.78	43.78	59.93	59.93	59.93

Datos sobre el área que ocupan cada UCVH y cada desmonte monitorizado

Tabla III.9. Áreas ocupadas por cada UCVH y cada parcela total monitorizada.

Desmonte Área (m ²)	ST4S-1 UCVH	Desmonte Área (m ²)	M13-2 UCVH	Desmonte Área (m ²)	ST4N-1 UCVH	Desmonte Área (m ²)	ST4N-3 UCVH	Desmonte Área (m ²)	T4T4-3 UCVH	Desmonte Área (m ²)	CRS-3 UCVH	Desmonte Área (m ²)	CRN-3 UCVH	Desmonte Área (m ²)	M12-5 UCVH
1.42	1	0.33	1	11.02	s	5.53	9	2.86	3	3.35	4	28.42	Todo	6.62	4
16.62	2	2.36	2	111.07	Todo	1.97	10	7.54	4	6.51	5	Desmonte	M12-1	1.74	s
13.88	3	2.72	3	Desmonte	ST4N-2	7.32	11	16.50	5	2.28	s	Área (m ²)	UCVH	27.01	Todo
0.69	s	12.95	4	Área (m ²)	UCVH	21.51	12	4.91	s	28.77	Todo	15.25	1	Desmonte	M12-6
32.60	Todo	22.19	5	4.01	1	5.96	s	48.77	Todo	Desmonte	CRN-1	13.99	2	Área (m ²)	UCVH
Desmonte	ST4S-2	40.54	Todo	2.15	2	96.07	Todo	Desmonte	CRS-1	Área (m ²)	UCVH	2.39	s	3.15	1
Área (m ²)	UCVH	Desmonte	M13-3	8.46	3	Desmonte	T4T4-1	Área (m ²)	UCVH	4.22	1	31.63	Todo	7.18	2
2.70	1	Área (m ²)	UCVH	4.27	4	Área (m ²)	UCVH	2.42	1	2.69	2	Desmonte	M12-2	7.97	3
4.25	2	4.46	1	12.63	5	12.83	1	5.61	2	5.12	3	Área (m ²)	UCVH	5.57	4
14.31	3	4.84	2	3.39	6	2.62	2	4.85	3	3.08	4	5.61	1	0.95	s
16.74	4	9.07	3	3.15	7	2.60	3	2.97	4	10.53	5	18.70	2	24.81	Todo
2.57	S	31.30	4	12.65	8	5.28	4	10.50	5	1.23	s	4.66	3		
40.56	Todo	49.67	Todo	5.10	9	20.95	5	2.26	s	26.88	Todo	3.70	4		
Desmonte	ST4S-3	Desmonte	ST4N-1	1.95	10	10.71	S	28.62	Todo	Desmonte	CRN-2	1.74	s		
Área (m ²)	UCVH	Área (m ²)	UCVH	7.46	11	54.99	Todo	Desmonte	CRS-2	Área (m ²)	UCVH	34.41	Todo		

2.70	1	4.70	1	20.42	12	Desmonte	T4T4-2	Área (m ²)	UCVH	2.08	1	Desmonte	M12-3
3.95	2	2.42	2	11.10	s	Área (m ²)	UCVH	4.12	1	1.57	2	Área (m ²)	UCVH
16.33	3	7.60	3	96.75	Todo	14.40	1	5.69	2	4.99	3	4.65	1
13.76	4	4.18	4	Desmonte	ST4N-3	4.09	2	5.23	3	12.64	4	10.58	2
1.74	S	11.83	5	Área (m ²)	UCVH	7.30	3	4.03	4	4.29	5	3.94	3
38.48	Todo	2.86	6	3.77	1	8.71	4	4.88	5	1.04	s	7.70	4
Desmonte	M13-1	0.85	7	2.37	2	26.86	5	3.04	s	26.60	Todo	3.87	s
Área (m ²)	UCVH	0.54	8	8.81	3	4.96	S	26.99	Todo	Desmonte	CRN-3	30.74	Todo
5.50	1	11.95	9	4.01	4	66.31	Todo	Desmonte	CRS-3	Área (m ²)	UCVH	Desmonte	M12-5
6.82	2	4.39	10	13.54	5	Desmonte	T4T4-3	Área (m ²)	UCVH	6.27	1	Área (m ²)	UCVH
10.99	3	2.18	11	3.54	6	Área (m ²)	UCVH	2.28	1	13.73	2	6.28	1
25.97	4	11.51	12	4.10	7	11.98	1	8.21	2	7.85	3	5.54	2
49.29	Todo	35.05	13	13.64	8	4.98	2	6.15	3	0.57	s	6.83	3

Datos sobre las propiedades del suelo analizadas.

Tabla III.10. Propiedades del suelo analizadas en cada parcela y UCVH.

Parcelas T4T4-1	Humedad (%)	Granulometría								Penetrometro (Kg·cm ⁻²)			Rugosidad
		Gravas	>19mm	19-6mm	6-2mm	Arenas	A.gruesa y media	A.fina	Finos	Media	L	D	
UCVH 1	4.51	27.51	0.00	2.17	25.34	65.76	57.37	8.39	6.73	2.54	1.95	3.13	87.17
UCVH 2	2.86	23.57	0.00	2.74	20.83	66.89	53.18	13.72	9.54	2.18	1.80	3.06	92.17
UCVH 3	9.31	29.38	1.08	2.16	26.15	43.01	38.07	4.94	27.61	2.95	2.60	3.77	86.20
UCVH 4	4.08	12.74	0.00	1.35	11.39	65.38	44.67	20.71	21.88	3.56	3.02	4.80	90.83
UCVH 5	7.49	31.08	0.00	4.04	27.04	62.49	54.68	7.81	6.43	3.01	1.38	4.64	88.83
UCVH 6	17.27	4.11	0.00	0.00	4.11	54.84	34.69	20.15	41.05	2.12	2.06	2.18	91.92
Área total	8.24	22.80	0.05	2.41	20.34	61.33	49.60	11.73	15.88	2.74	1.88	3.71	89.27
T4T4-2													
UCVH 1	4.51	27.51	0.00	2.17	25.34	65.76	57.37	8.39	6.73	2.54	1.95	3.13	87.17
UCVH 2	2.86	23.57	0.00	2.74	20.83	66.89	53.18	13.72	9.54	2.18	1.80	3.06	92.17
UCVH 3	9.31	29.38	1.08	2.16	26.15	43.01	38.07	4.94	27.61	2.95	2.60	3.77	86.20
UCVH 4	4.08	12.74	0.00	1.35	11.39	65.38	44.67	20.71	21.88	3.56	3.02	4.80	90.83
UCVH 5	7.49	31.08	0.00	4.04	27.04	62.49	54.68	7.81	6.43	3.01	1.38	4.64	88.83
UCVH 6	17.27	4.11	0.00	0.00	4.11	54.84	34.69	20.15	41.05	2.12	2.06	2.18	91.92
Área total	7.32	23.97	0.13	2.47	21.37	60.80	49.61	11.18	15.24	2.82	1.99	3.83	88.98
T4T4-3													
UCVH 1	4.51	27.51	0.00	2.17	25.34	65.76	57.37	8.39	6.73	2.54	1.95	3.13	87.17
UCVH 2	2.86	23.57	0.00	2.74	20.83	66.89	53.18	13.72	9.54	2.18	1.80	3.06	92.17
UCVH 3	9.31	29.38	1.08	2.16	26.15	43.01	38.07	4.94	27.61	2.95	2.60	3.77	86.20
UCVH 4	4.08	12.74	0.00	1.35	11.39	65.38	44.67	20.71	21.88	3.56	3.02	4.80	90.83
UCVH 5	7.49	31.08	0.00	4.04	27.04	62.49	54.68	7.81	6.43	3.01	1.38	4.64	88.83
UCVH 6	17.27	4.11	0.00	0.00	4.11	54.84	34.69	20.15	41.05	2.12	2.06	2.18	91.92
Área total	6.85	23.79	0.06	2.51	21.21	62.28	50.65	11.62	13.94	2.80	1.96	3.83	89.23
CRS-1													
UCVH 1	5.34	16.61	1.34	6.11	9.17	75.66	66.08	9.57	7.73	2.99	1.69	4.94	90.17
UCVH 2	11.37	10.24	0.00	0.83	9.42	62.91	41.01	21.90	26.85	3.38	2.96	3.80	91.83
UCVH 3	7.16	20.45	0.53	1.81	18.10	74.13	64.31	9.82	5.42	3.53	1.98	5.85	86.75
UCVH 4	18.50	7.91	0.00	1.15	6.76	68.14	37.28	30.85	23.95	4.12	3.65	4.58	90.17

UCVH 5	13.81	25.50	0.00	5.88	19.62	60.12	46.43	13.69	14.37	5.61	5.35	5.86	94.17
UCVH 6	13.37	6.42	0.00	0.51	5.90	49.67	34.08	15.58	43.92	4.78	4.02	5.54	94.17
Área total	11.94	17.57	0.20	3.31	14.06	64.36	48.14	16.23	18.07	4.38	3.72	5.22	91.70
CRS-2													
UCVH 1	5.34	16.61	1.34	6.11	9.17	75.66	66.08	9.57	7.73	2.99	1.69	4.94	90.17
UCVH 2	11.37	10.24	0.00	0.83	9.42	62.91	41.01	21.90	26.85	3.38	2.96	3.80	91.83
UCVH 3	7.16	20.45	0.53	1.81	18.10	74.13	64.31	9.82	5.42	3.53	1.98	5.85	86.75
UCVH 4	18.50	7.91	0.00	1.15	6.76	68.14	37.28	30.85	23.95	4.12	3.65	4.58	90.17
UCVH 5	13.81	25.50	0.00	5.88	19.62	60.12	46.43	13.69	14.37	5.61	5.35	5.86	94.17
UCVH 6	13.37	6.42	0.00	0.51	5.90	49.67	34.08	15.58	43.92	4.78	4.02	5.54	94.17
Área total	11.37	15.17	0.31	2.75	12.11	65.82	49.00	16.82	19.01	4.02	3.23	5.06	91.03
CRS-3													
UCVH 1	5.34	16.61	1.34	6.11	9.17	75.66	66.08	9.57	7.73	2.99	1.69	4.94	90.17
UCVH 2	11.37	10.24	0.00	0.83	9.42	62.91	41.01	21.90	26.85	3.38	2.96	3.80	91.83
UCVH 3	7.16	20.45	0.53	1.81	18.10	74.13	64.31	9.82	5.42	3.53	1.98	5.85	86.75
UCVH 4	18.50	7.91	0.00	1.15	6.76	68.14	37.28	30.85	23.95	4.12	3.65	4.58	90.17
UCVH 5	13.81	25.50	0.00	5.88	19.62	60.12	46.43	13.69	14.37	5.61	5.35	5.86	94.17
UCVH 6	13.37	6.42	0.00	0.51	5.90	49.67	34.08	15.58	43.92	4.78	4.02	5.54	94.17
Área total	11.54	15.81	0.22	2.61	12.97	65.24	48.22	17.03	18.95	4.08	3.36	5.02	91.13
CRN-1													
UCVH 1	4.33	59.70	2.32	8.32	49.06	35.57	29.33	6.24	4.73	0.87	0.97	0.76	93.23
UCVH 2	7.16	21.02	0.00	1.92	19.10	58.95	45.50	13.45	20.03	1.89	1.81	2.00	94.13
UCVH 3	3.93	34.44	2.32	3.87	28.25	58.73	48.10	10.63	6.83	0.85	0.82	0.93	87.95
UCVH 4	10.88	13.88	0.00	0.84	13.03	62.95	52.21	10.75	23.17	1.40	1.33	1.57	90.75
UCVH 5	12.24	23.98	0.00	4.47	19.51	53.14	40.88	12.26	22.88	6.00	6.00	6.00	90.75
UCVH 6	8.47	13.88	0.00	1.93	11.95	52.78	38.88	13.90	33.34	1.94	2.83	1.06	95.92
Área total	8.58	29.66	0.81	4.17	24.69	53.14	42.11	11.02	17.20	3.09	3.12	3.08	91.18
CRN-2													
UCVH 1	4.33	59.70	2.32	8.32	49.06	35.57	29.33	6.24	4.73	0.87	0.97	0.76	93.23
UCVH 2	7.16	21.02	0.00	1.92	19.10	58.95	45.50	13.45	20.03	1.89	1.81	2.00	94.13
UCVH 3	3.93	34.44	2.32	3.87	28.25	58.73	48.10	10.63	6.83	0.85	0.82	0.93	87.95
UCVH 4	10.88	13.88	0.00	0.84	13.03	62.95	52.21	10.75	23.17	1.40	1.33	1.57	90.75
UCVH 5	12.24	23.98	0.00	4.47	19.51	53.14	40.88	12.26	22.88	6.00	6.00	6.00	90.75
UCVH 6	8.47	13.88	0.00	1.93	11.95	52.78	38.88	13.90	33.34	1.94	2.83	1.06	95.92

[illegible]

UCVH 1	7.60	5.76	0.00	0.34	5.42	92.44	79.89	12.54	1.80	3.15	2.07	4.23	85.92
UCVH 2	11.29	9.71	0.00	0.92	8.79	68.68	58.16	10.52	21.61	3.34	2.32	4.88	81.25
UCVH 3	13.76	27.99	0.00	4.26	23.73	64.36	51.85	12.51	7.65	3.03	3.46	2.59	90.42
UCVH 4	4.62	27.99	0.00	4.26	23.73	64.36	51.85	12.51	7.65	4.02	3.69	4.50	87.33
Área total	11.30	17.49	0.00	2.37	15.12	70.46	58.70	11.76	12.05	3.22	2.82	3.83	86.02
ST4S-3													
UCVH 1	7.60	5.76	0.00	0.34	5.42	92.44	79.89	12.54	1.80	3.15	2.07	4.23	85.92
UCVH 2	11.29	9.71	0.00	0.92	8.79	68.68	58.16	10.52	21.61	3.34	2.32	4.88	81.25
UCVH 3	13.76	27.99	0.00	4.26	23.73	64.36	51.85	12.51	7.65	3.03	3.46	2.59	90.42
UCVH 4	4.62	27.99	0.00	4.26	23.73	64.36	51.85	12.51	7.65	4.02	3.69	4.50	87.33
Área total	11.11	16.44	0.00	2.18	14.26	71.88	60.11	11.77	11.68	3.22	2.75	3.88	85.87
ST4N-1													
UCVH 1	26.07	37.37	0.00	1.21	36.16	59.95	54.45	5.51	2.68	2.06	1.71	2.40	79.58
UCVH 2	23.79	3.75	0.00	0.16	3.59	90.40	67.81	22.58	5.85	1.41	-	-	79.58
UCVH 3	5.45	37.37	0.00	1.21	36.16	59.95	54.45	5.51	2.68	0.97	-	-	92.25
UCVH 4	19.70	3.75	0.00	0.16	3.59	90.40	67.81	22.58	5.85	0.76	-	-	90.42
UCVH 5	4.09	37.37	0.00	1.21	36.16	59.95	54.45	5.51	2.68	0.87	0.70	1.04	88.67
UCVH 6	14.59	3.75	0.00	0.16	3.59	90.40	67.81	22.58	5.85	1.66	-	-	79.58
UCVH 7	6.32	37.37	0.00	1.21	36.16	59.95	54.45	5.51	2.68	1.33	0.88	1.78	87.42
UCVH 8	16.92	3.75	0.00	0.16	3.59	90.40	67.81	22.58	5.85	1.52	1.32	1.73	86.33
UCVH 9	6.57	16.87	0.00	0.34	16.53	78.02	72.83	5.20	5.10	1.74	1.31	2.39	90.25
UCVH 10	20.19	9.72	0.00	0.75	8.98	63.14	43.05	20.09	27.13	0.49	-	-	89.75
UCVH 11	4.69	18.87	0.00	0.95	17.92	65.77	54.79	10.98	15.36	2.03	1.50	3.25	92.17
UCVH 12	5.42	18.87	0.00	0.95	17.92	65.77	54.79	10.98	15.36	3.11	-	-	89.67
Área total	8.97	22.94	0.00	0.93	22.01	66.21	55.16	11.05	10.85	1.58	1.23	2.37	89.47
ST4N-2													
UCVH 1	26.07	37.37	0.00	1.21	36.16	59.95	54.45	5.51	2.68	2.06	1.71	2.40	79.58
UCVH 2	23.79	3.75	0.00	0.16	3.59	90.40	67.81	22.58	5.85	1.41	-	-	79.58
UCVH 3	5.45	37.37	0.00	1.21	36.16	59.95	54.45	5.51	2.68	0.97	-	-	92.25
UCVH 4	19.70	3.75	0.00	0.16	3.59	90.40	67.81	22.58	5.85	0.76	-	-	90.42
UCVH 5	4.09	37.37	0.00	1.21	36.16	59.95	54.45	5.51	2.68	0.87	0.70	1.04	88.67
UCVH 6	14.59	3.75	0.00	0.16	3.59	90.40	67.81	22.58	5.85	1.66	-	-	79.58
UCVH 7	6.32	37.37	0.00	1.21	36.16	59.95	54.45	5.51	2.68	1.33	0.88	1.78	87.42
UCVH 8	16.92	3.75	0.00	0.16	3.59	90.40	67.81	22.58	5.85	1.52	1.32	1.73	86.33

UCVH 9	6.57	16.87	0.00	0.34	16.53	78.02	72.83	5.20	5.10	1.74	1.31	2.39	90.25
UCVH 10	20.19	9.72	0.00	0.75	8.98	63.14	43.05	20.09	27.13	0.49	-	-	89.75
UCVH 11	4.69	18.87	0.00	0.95	17.92	65.77	54.79	10.98	15.36	2.03	1.50	3.25	92.17
UCVH 12	5.42	18.87	0.00	0.95	17.92	65.77	54.79	10.98	15.36	3.11	-	-	89.67
Área total	8.74	24.89	0.00	0.95	23.94	66.06	55.65	10.41	9.05	1.51	1.12	2.07	89.14
ST4N-3													
UCVH 1	26.07	37.37	0.00	1.21	36.16	59.95	54.45	5.51	2.68	2.06	1.71	2.40	79.58
UCVH 2	23.79	3.75	0.00	0.16	3.59	90.40	67.81	22.58	5.85	1.41	-	-	79.58
UCVH 3	5.45	37.37	0.00	1.21	36.16	59.95	54.45	5.51	2.68	0.97	-	-	92.25
UCVH 4	19.70	3.75	0.00	0.16	3.59	90.40	67.81	22.58	5.85	0.76	-	-	90.42
UCVH 5	4.09	37.37	0.00	1.21	36.16	59.95	54.45	5.51	2.68	0.87	0.70	1.04	88.67
UCVH 6	14.59	3.75	0.00	0.16	3.59	90.40	67.81	22.58	5.85	1.66	-	-	79.58
UCVH 7	6.32	37.37	0.00	1.21	36.16	59.95	54.45	5.51	2.68	1.33	0.88	1.78	87.42
UCVH 8	16.92	3.75	0.00	0.16	3.59	90.40	67.81	22.58	5.85	1.52	1.32	1.73	86.33
UCVH 9	6.57	16.87	0.00	0.34	16.53	78.02	72.83	5.20	5.10	1.74	1.31	2.39	90.25
UCVH 10	20.19	9.72	0.00	0.75	8.98	63.14	43.05	20.09	27.13	0.49	-	-	89.75
UCVH 11	4.69	18.87	0.00	0.95	17.92	65.77	54.79	10.98	15.36	2.03	1.50	3.25	92.17
UCVH 12	5.42	18.87	0.00	0.95	17.92	65.77	54.79	10.98	15.36	3.11	-	-	89.67
Área total	8.78	25.27	0.00	0.95	24.32	66.18	55.81	10.37	8.55	1.42	1.11	2.05	89.05
M12-1													
UCVH 1	7.85	34.17	0.00	2.99	31.18	58.19	50.13	8.07	7.63	4.11	2.90	5.93	78.83
UCVH 2	11.19	18.71	0.00	2.21	16.50	65.33	59.32	6.02	15.96	5.11	-	-	92.58
UCVH 3	6.32	21.21	0.00	1.73	19.48	59.00	50.16	8.83	19.79	4.20	-	-	93.83
Área total	9.21	26.36	0.00	2.55	23.80	61.41	54.19	7.22	12.23	4.56	2.90	5.93	86.05
M12-2													
UCVH 1	17.92	18.95	0.00	1.22	17.73	74.38	65.58	8.79	6.67	4.05	3.07	5.04	90.67
UCVH 2	7.49	28.11	0.65	5.46	22.00	63.48	54.20	9.28	8.42	3.50	2.40	5.15	88.67
UCVH 3	8.80	30.83	0.00	5.88	24.95	49.19	42.44	6.75	19.98	4.12	3.68	4.78	89.00
UCVH 4	6.74	15.48	0.00	0.71	14.78	53.58	42.26	11.32	30.93	2.26	1.93	2.60	94.83
Área total	9.25	24.99	0.35	4.07	20.56	61.76	52.58	9.18	13.26	3.48	2.61	4.68	90.01
M12-3													
UCVH 1	17.92	18.95	0.00	1.22	17.73	74.38	65.58	8.79	6.67	4.05	3.07	5.04	86.67
UCVH 2	7.49	28.11	0.65	5.46	22.00	63.48	54.20	9.28	8.42	3.50	2.40	5.15	88.92
UCVH 3	8.80	30.83	0.00	5.88	24.95	49.19	42.44	6.75	19.98	4.12	3.68	4.78	94.33

UCVH 4	6.74	15.48	0.00	0.71	14.78	53.58	42.26	11.32	30.93	2.26	1.93	2.60	97.25
Área total	8.95	22.32	0.22	3.08	19.01	59.57	49.92	9.65	18.11	3.20	2.49	4.12	92.41
M12-5													
UCVH 1	12.10	10.83	0.00	0.21	10.62	67.95	54.14	13.81	21.22	3.68	2.34	5.01	87.75
UCVH 2	6.23	22.46	0.00	1.44	21.02	71.28	61.92	9.36	6.26	1.91	1.16	3.04	91.00
UCVH 3	7.20	17.20	0.00	1.17	16.03	69.92	56.45	13.47	12.88	2.40	1.82	2.97	92.75
UCVH 4	6.78	15.34	0.00	3.26	12.07	68.71	55.74	12.96	15.96	4.29	-	-	94.08
UCVH 5	5.73	8.15	0.00	0.29	7.86	56.87	43.43	13.44	34.97	1.61	-	-	93.90
Área total	7.94	15.76	0.00	1.46	14.30	68.60	56.02	12.58	15.64	3.01	1.80	3.68	91.63
M12-6													
UCVH 1	12.10	10.83	0.00	0.21	10.62	67.95	54.14	13.81	21.22	3.68	2.34	5.01	87.75
UCVH 2	6.23	22.46	0.00	1.44	21.02	71.28	61.92	9.36	6.26	1.91	1.16	3.04	91.00
UCVH 3	7.20	17.20	0.00	1.17	16.03	69.92	56.45	13.47	12.88	2.40	1.82	2.97	92.75
UCVH 4	6.78	15.34	0.00	3.26	12.07	68.71	55.74	12.96	15.96	4.29	-	-	94.08
UCVH 5	5.73	8.15	0.00	0.29	7.86	56.87	43.43	13.44	34.97	1.61	-	-	93.90
Área total	7.39	17.15	0.00	1.57	15.58	69.29	57.08	12.21	13.56	2.81	1.65	3.35	91.95

ANEXO IV:

CARACTERIZACIÓN Y VALIDACIÓN
DE LOS EFECTOS SOBRE EL SUELO
PRODUCIDOS POR EL ACABADO
SUPERFICIAL CON UN APERO EN UN
TALUD EXPERIMENTAL

Análisis del suelo del talud experimental.

Tabla IV.1. Datos de la distribución de partículas de los subdesmontes experimentales la Higuieruela I (HI) y la Higuieruela II (HII).

Microparcela	Perfil/ Horizonte	Arena total (mm) 2 - 0.05 (%)	Arena muy gruesa (mm) 2- 1 (%)	Arena gruesa (mm) 1 - 0.5 (%)	Arena media (mm) 0.5 - 0.2 (%)	Arena fina (mm) 0.2 - 0.1 (%)	Arena fina (mm) 0.1 - 0.05 (%)	Arena muy fina (mm) 0.05 - 0.02 (%)	Limo (mm) 0.02 - 0.002 (%)	Arcilla (mm) < 0.002 (%)	Clasificación textural (USDA)
Talud HI: 1 y 2	P1/ H1	0.85	0.18	0.35	0.24	0.06	0.01	0.00	0.02	0.13	Arenoso franco
	P1/ H2	0.96	0.38	0.49	0.09	0.01	0.00	0.00	0.02	0.03	Arena
	P1/ H3	0.83	0.24	0.45	0.13	0.01	0.00	0.00	0.02	0.15	Franco arenoso
Talud HI: 3 y 4	P2/ H1	0.78	0.20	0.31	0.22	0.04	0.02	0.02	0.01	0.19	Franco arenoso
	P2/ H2	0.67	0.29	0.17	0.10	0.06	0.04	0.04	0.01	0.29	Franco arcillo arenoso
	P2/ H3	0.83	0.24	0.45	0.13	0.01	0.00	0.00	0.02	0.15	Franco arenoso
Talud HI: 5 y 6	P3/ H1	0.76	0.34	0.19	0.12	0.07	0.03	0.02	0.04	0.18	Franco arenoso
Talud HII: 1, 2, 3, 4, 5, 6	P3/ H2	0.81	0.20	0.30	0.23	0.06	0.02	0.00	0.02	0.17	Franco arenoso
	P3/ H3	0.67	0.10	0.13	0.14	0.17	0.14	0.00	0.07	0.16	Franco arenoso

Tabla IV.2. Datos del pH y la conductividad eléctrica de los subdesmontes experimentales la Higuieruela I y la Higuieruela II.

Microparcela	Perfil/Horizonte	PH	Conductividad eléctrica ($\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$)
Talud Higuieruela I: 1 y 2	P1/ H Sup.	7.11	43.70
	P1/ H2	6.14	18.60
	P1/ H3	7.00	24.70
Talud Higuieruela I: 3 y 4	P2/ H Sup.	7.19	58.90
	P2/ H2	6.70	72.50
	P2/ H3	-	-
Talud Higuieruela I: 5 y 6; Talud Higuieruela II: 1, 2, 3, 4, 5, 6	P3/ H Sup.	8.75	161.50
	P3/ H2	8.97	137.20
	P3/ H3	8.69	164.60

Tablas del talud experimental La Higuera I

Tabla IV.3. Datos de erosión y escorrentía recogidos en las seis parcelas monitorizadas durante el periodo experimental en el talud la Higuera I.

Fecha	Parcela	Apero	Escorrentía (ml)	Erosión (g)	Fecha	Parcela	Apero	Escorrentía (ml)	Erosión (g)	Fecha	Parcela	Apero	Escorrentía (ml)	Erosión (g)
23/10/2009	1	SI	0	0.0	01/03/2010	1	SI	740	278.4	30/06/2010	1	SI	3450	116.7
	2	NO	4400	116.2		2	NO	2000	854.0		2	NO	4460	581.9
	3	NO	6500	275.6		3	NO	1300	980.4		3	NO	4810	585.0
	4	LEVE	1850	156.5		4	LEVE	0	167.1		4	LEVE	3550	443.1
	5	NO	8400	324.2		5	NO	500	480.4		5	NO	5400	504.8
	6	SI	0	0.0		6	SI	0	98.4		6	SI	2040	128.1
	total		21150	872.6		total		4540	2858.7		total		23710	2359.6
18/11/2009	1	SI	0	19.8	10/03/2010	1	SI	0	44.2	28/07/2010	1	SI	0	65.0
	2	NO	0	42.6		2	NO	0	67.3		2	NO	0	117.6
	3	NO	0	66.8		3	NO	0	108.5		3	NO	0	135.0
	4	LEVE	0	64.7		4	LEVE	0	62.0		4	LEVE	0	115.4
	5	NO	0	56.6		5	NO	0	18.1		5	NO	0	115.1
	6	SI	0	9.6		6	SI	0	76.7		6	SI	0	64.0
	total		0	260.1		total		0	376.8		total		0	612.2
01/12/2009	1	SI	0	12.3		1	SI	1020	27.6	10/09/2010	1	SI	160	152.2
	2	NO	1200	37.1		2	NO	1800	165.8		2	NO	120	320.6
	3	NO	350	73.6		3	NO	530	169.4		3	NO	960	424.8
	4	LEVE	0	60.2		4	LEVE	190	159.3		4	LEVE	180	458.1
	5	NO	560	132.6		5	NO	290	219.9		5	NO	550	391.1
	6	SI	0	26.1		6	SI	600	166.9		6	SI	0	324.1
	total		2110	341.9		total		4430	908.9		total		1970	2070.9
04/12/2009	1	SI	0	14.4	20/04/2010	1	SI	9980	1179.3	24/09/2010	1	SI	800	6190.5
	2	NO	15500	149.5		2	NO	14200	3165.9		2	NO	3120	8169.3
	3	NO	17420	113.3		3	NO	12230	6389.4		3	NO	16730	1697.2
	4	LEVE	3600	109.0		4	LEVE	10150	1481.9		4	LEVE	4560	3603.0
	5	NO	15370	235.4		5	NO	12120	1054.6		5	NO	12580	2444.2
	6	SI	0	18.0		6	SI	3940	248.1		6	SI	7180	2094.8

	total		51890	639.7		total		62620	13519.1		total		44970	24199.0
05/02/2010	1	SI	0	12.1	26/05/2010	1	SI	110	65.3					
	2	NO	0	12.5		2	NO	370	57.2					
	3	NO	0	14.1		3	NO	680	853.9					
	4	LEVE	0	9.2		4	LEVE	100	86.9					
	5	NO	0	49.8		5	NO	350	148.1					
	6	SI	0	26.8		6	SI	0	134.0					
	total		0	124.4		total		1610	1345.3					
17/02/2010	1	SI	600	18.3	24/06/2010	1	SI	89	106.3					
	2	NO	500	47.3		2	NO	108	100.7					
	3	NO	0	144.9		3	NO	380	331.3					
	4	LEVE	0	249.0		4	LEVE	290	207.3					
	5	NO	0	126.0		5	NO	220	146.9					
	6	SI	0	220.0		6	SI	128	124.8					
	total		1100	805.5		total		1215	1017.3					

Tabla IV.4. Datos de precipitación de cada episodio de lluvia durante el periodo experimental en el talud la Higueruela I.

Episodios de Lluvia		Precipitación		Episodios de Lluvia		Precipitación		Episodios de Lluvia		Precipitación	
Inicio	Final	total (mm)	Intensidad I ₃₀ (mm·h ⁻¹)	Inicio	Final	total (mm)	Intensidad I ₃₀ (mm·h ⁻¹)	Inicio	Final	total (mm)	Intensidad I ₃₀ (mm·h ⁻¹)
12/09/2009 18:56	13/09/2009 6:29	19.0	13.69	03/01/2010 13:57	03/01/2010 15:53	1.30	0.95	07/03/2010 23:47	08/03/2010 6:45	1.20	0.70
17/09/2009 5:09	17/09/2009 13:29	2.9	1.65	04/01/2010 11:50	05/01/2010 1:57	11.00	2.59	24/03/2010 18:56	25/03/2010 0:25	11.04	6.23
29/09/2009 20:07	30/09/2009 4:04	1.2	0.52	07/01/2010 4:23	07/01/2010 18:49	10.15	2.15	25/03/2010 13:49	26/03/2010 0:19	2.64	1.25
30/09/2009 11:00	30/09/2009 12:07	1.9	2.00	11/01/2010 11:46	11/01/2010 16:49	3.89	1.11	29/03/2010 22:50	30/03/2010 0:12	1.20	1.05
01/10/2009 16:09	01/10/2009 16:53	1.20	1.32	12/01/2010 4:21	14/01/2010 0:27	28.29	5.08	03/04/2010 18:19	03/04/2010 21:57	1.20	1.10
07/10/2009 20:06	07/10/2009 23:17	14.84	19.49	19/01/2010 3:50	19/01/2010 15:13	2.59	0.89	13/04/2010 19:38	15/04/2010 11:57	25.68	4.11
20/10/2009 14:13	20/10/2009 21:06	8.88	11.43	26/01/2010 2:01	26/01/2010 6:33	5.40	2.10	15/04/2010 19:46	16/04/2010 1:38	3.12	1.10
21/10/2009 12:43	22/10/2009 11:57	20.00	7.33	28/01/2010 13:20	28/01/2010 14:25	3.24	5.09	17/04/2010 1:46	17/04/2010 8:46	2.40	0.77
14/11/2009 8:00	14/11/2009 13:00	1.50	-	04/02/2010 4:19	04/02/2010 12:38	10.08	15.12	18/04/2010 11:28	18/04/2010 19:27	10.20	13.23
26/11/2009 18:39	27/11/2009 0:58	3.12	1.38	04/02/2010 19:09	04/02/2010 21:25	1.20	1.34	22/04/2010 18:10	22/04/2010 18:32	3.60	7.20
29/11/2009 8:04	29/11/2009 13:41	8.40	6.84	08/02/2010 8:23	08/02/2010 17:42	4.80	2.16	08/05/2010 18:01	09/05/2010 18:57	17.52	5.56
02/12/2009 10:17	02/12/2009 18:09	16.32	13.58	15/02/2010 8:43	17/02/2010 12:17	37.44	4.26	10/05/2010 1:00	10/05/2010 8:00	2.70	
07/12/2009 7:30	07/12/2009 12:09	1.44	0.69	21/02/2010 3:32	22/02/2010 9:41	18.96	3.91	08/06/2010 18:31	08/06/2010 19:27	1.20	1.06
16/12/2009 10:48	17/12/2009 1:30	1.68	0.41	22/02/2010 18:02	23/02/2010 0:09	4.32	4.99	09/06/2010 4:37	09/06/2010 20:33	7.20	3.85
21/12/2009 4:52	21/12/2009 20:41	18.72	4.64	23/02/2010 9:20	23/02/2010 21:35	8.80	2.81	10/06/2010 16:52	11/06/2010 0:18	9.00	0.85
22/12/2009 9:22	22/12/2009 10:43	1.44	1.76	25/02/2010 7:53	25/02/2010 19:14	10.32	7.37	12/06/2010 3:03	12/06/2010 5:14	1.20	0.71
22/12/2009 13:36	22/12/2009 17:13	9.90	0.67	27/02/2010 4:01	27/02/2010 15:00	4.80	2.54	12/06/2010 12:52	13/06/2010 0:26	5.28	3.21
23/12/2009 5:43	23/12/2009 12:48	15.55	8.33	28/02/2010 23:02	28/02/2010 23:34	1.44	2.22	25/06/2010 4:18	25/06/2010 11:07	10.08	15.47
23/12/2009 20:21	31/12/2009 1:58	103.0	12.04	02/03/2010 21:03	03/03/2010 8:04	3.84	1.84	25/06/2010 20:10	25/06/2010 20:10	4.80	5.36
31/12/2009 19:13	31/12/2009 19:28	1.30	2.59	05/03/2010 13:01	06/03/2010 15:44	32.40	4.19	03/07/2010 7:38	03/07/2010 11:27	5.04	4.86

Tablas del talud experimental La Higuera II.

Tabla IV.5. Parámetros de respuesta hidrológica y erosiva de las simulaciones de lluvia en las que se produjo escorrentía. De las tres series de simulaciones realizadas, se produjo escorrentía en dos parcelas de la primera serie, en todas las parcelas de la segunda serie, y en ninguna parcela de la tercera serie.

Serie de simulación	Microparcela	Apero	Carbonatos	Intensidad de precipitación	Encharcamiento Inicio (min)	Escorrentía				Infiltración Coeficiente (%)	Sedimentos	
						Inicio (min)	Duración (min)	Total (l·m ⁻²)	Coeficiente (%)		Total (g·m ⁻²)	Concentración (g·l ⁻¹)
1º	5	Si	Si	baja	5.30	8.50	32.90	0.52	3.89	96.11	1.42	2.74
1º	6	No	Si	baja	14.80	24.30	18.70	0.41	2.86	97.14	3.16	7.63
2º	1	No	No	alta	3.90	15.40	25.30	7.48	21.86	78.14	197.89	37.28
2º	2	Si	No	alta	5.20	15.00	25.80	3.43	7.97	92.03	48.67	9.54
2º	3	No	No	alta	4.80	7.40	33.70	9.59	23.85	76.15	300.48	27.54
2º	4	Si	No	alta	5.70	24.90	15.70	1.92	4.19	95.81	5.69	2.68
2º	5	Si	Si	alta	2.70	3.50	37.80	12.61	29.65	70.35	311.97	19.63
2º	6	No	Si	alta	2.60	3.00	38.90	22.06	51.31	48.69	3072.93	142.89

Tabla IV.6. Valores de humedad (%), antes y después de las simulaciones. AH es el incremento de humedad entre las dos medidas.

Humedad (%)		Primera simulación			Segunda simulación			Tercera simulación		
		Antes	Después	ΔH	Antes	Después	ΔH	Antes	Después	ΔH
Parcela 1	Superior	4.00	11.82	6.72	6.19	6.82	4.63	4.34	6.83	2.39
	Inferior	4.00	10.71	8.42	6.22	8.41	3.53	4.20	6.48	2.40
Parcela 2	Superior	3.20	7.74	3.98	4.22	11.38	6.93	4.04	6.51	2.06
	Inferior	2.50	5.62	4.02	3.14	11.45	2.44	2.50	3.90	2.07
Parcela 3	Superior	6.70	8.68	4.42	5.99	7.10	1.21	6.74	9.47	2.64
	Inferior	4.06	8.44	2.07	4.47	8.04	1.71	4.93	7.51	2.65
Parcela 4	Superior	3.66	8.25	8.46	5.18	12.71	3.53	4.81	9.38	4.03
	Inferior	4.00	11.46	4.07	5.69	9.74	4.74	4.80	7.34	3.30
Parcela 5	Superior	7.01	13.50	7.62	8.90	17.45	5.55	8.59	14.58	5.63
	Inferior	7.06	14.77	6.91	9.84	15.61	5.97	9.22	14.01	5.84
Parcela 6	Superior	7.83	14.95	6.32	9.31	13.54	5.90	8.06	10.05	6.49
	Inferior	7.61	14.54	7.93	8.54	17.77	8.02	7.40	18.24	6.55

Tabla IV.7. Coeficientes de rugosidad, antes y después de las simulaciones. AH es el incremento de humedad entre las dos medidas.

Coeficiente de rugosidad		Primera simulación			Segunda simulación			Tercera simulación		
		Antes	Después	ΔH	Antes	Después	ΔH	Antes	Después	ΔH
Parcela 1	Superior	0.096	0.156	0.06	0.118	0.156	0.038	0.1	0.124	0.024
	Inferior	0.096	0.14	0.044	0.108	0.14	0.032	0.096	0.108	0.012
Parcela 2	Superior	0.092	0.132	0.04	0.1	0.16	0.06	0.1	0.121	0.021
	Inferior	0.08	0.102	0.022	0.084	0.112	0.028	0.078	0.087	0.009
Parcela 3	Superior	0.12	0.156	0.036	0.118	0.129	0.011	0.124	0.146	0.022
	Inferior	0.092	0.1	0.008	0.098	0.116	0.018	0.094	0.11	0.016
Parcela 4	Superior	0.092	0.136	0.044	0.108	0.14	0.032	0.104	0.124	0.02
	Inferior	0.096	0.138	0.042	0.106	0.148	0.042	0.1	0.132	0.032
Parcela 5	Superior	0.11	0.15	0.04	0.12	0.164	0.044	0.118	0.156	0.038
	Inferior	0.126	0.176	0.05	0.148	0.188	0.04	0.144	0.175	0.031
Parcela 6	Superior	0.124	0.164	0.04	0.13	0.168	0.038	0.126	0.168	0.042
	Inferior	0.122	0.168	0.046	0.132	0.176	0.044	0.12	0.159	0.039

ANEXO V:

EVALUACIÓN DE ALGUNAS TÉCNICAS
DE ACABADO SUPERFICIAL Y LA
APLICACIÓN DE TIERRA VEGETAL EN
TALUDES DE LA CARRETERA M-224
(MADRID)

Características topográficas

Tabla V.1. Características topográficas de cada parcela y de las unidades litológicas superior (sustrato arenoso del Cuaternario), e inferior (sustrato lutítico del Terciario). Para estimar las áreas se ha tomado una anchura de 3 metros para cada parcela.

Parcela	Longitud de Ladera (m)			Área total (m ²)			Pendiente media (°)			Cuaternario - Terciario
	Arenas		Lutitas	Arenas		Lutitas	Arenas		Lutitas	
	Total	Cuaternario	Terciario	Total	Cuaternario	Terciario	Total	Cuaternario	Terciario	
P1	15.81	4.00	11.90	47.42	11.99	35.71	42.03	52.21	38.30	13.91
P2	15.50	4.01	11.52	46.50	12.03	34.55	41.12	46.53	39.15	7.38
P3	15.38	4.26	11.18	46.15	12.78	33.53	41.85	49.51	38.73	10.79
P4	14.99	4.15	10.92	44.96	12.45	32.76	42.71	52.21	38.79	13.42
P5	14.78	4.64	10.22	44.35	13.91	30.67	42.62	51.04	38.49	12.55
P6	14.32	4.36	10.04	42.97	13.09	30.11	42.30	51.20	38.09	13.11
P7	13.65	4.40	9.31	40.96	13.21	27.94	41.58	49.43	37.58	11.85
P8	13.26	4.69	8.64	39.78	14.07	25.93	39.18	47.06	34.58	12.48
P9	12.84	4.64	8.29	38.52	13.92	24.87	39.21	48.06	33.83	14.23
P10	12.86	4.47	8.46	38.57	13.40	25.38	39.21	47.29	34.61	12.68
P11	13.09	4.87	8.25	39.27	14.61	24.74	38.70	43.37	35.81	7.56
P12	12.21	4.38	7.87	36.63	13.13	23.60	39.62	44.87	36.54	8.33
Media	14.06	4.41	9.72	42.17	13.22	29.15	40.85	48.56	37.04	11.52

Resultados obtenidos con el software *Polyworks* sobre el volumen de suelo removido después de la aplicación de los tratamientos.

Parcela 1: apero + tierra vegetal

Parcela 2: vacío

Parcela 3: apero

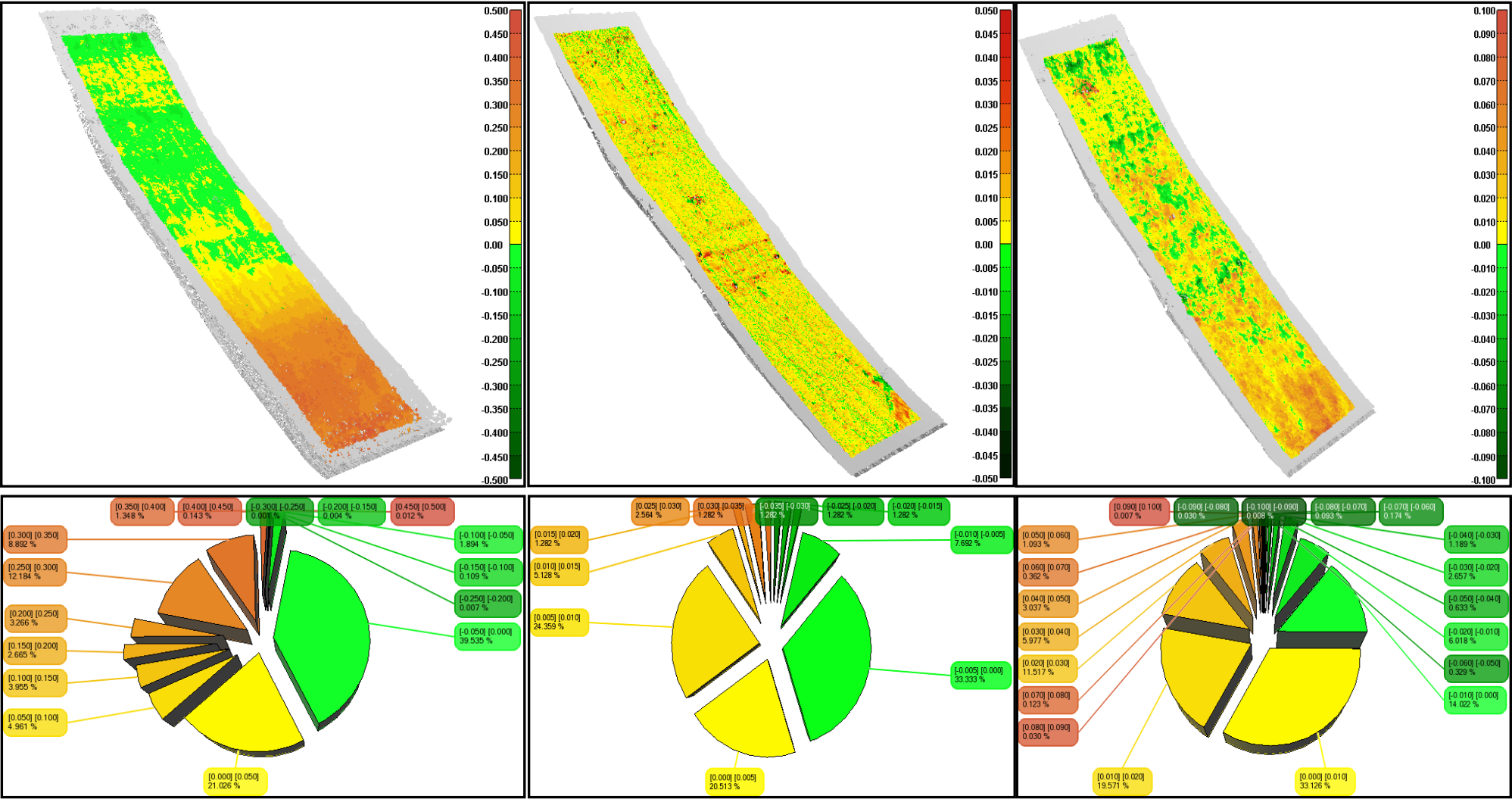


Figura V.2. Imágenes de los diagramas de tartas y de la distribución del suelo removido después de la aplicación de los tratamientos en las parcelas P1, P2 y P3.

Parcela 7: tierra vegetal

Parcela 8: apero + tierra vegetal

Parcela 9: vacío

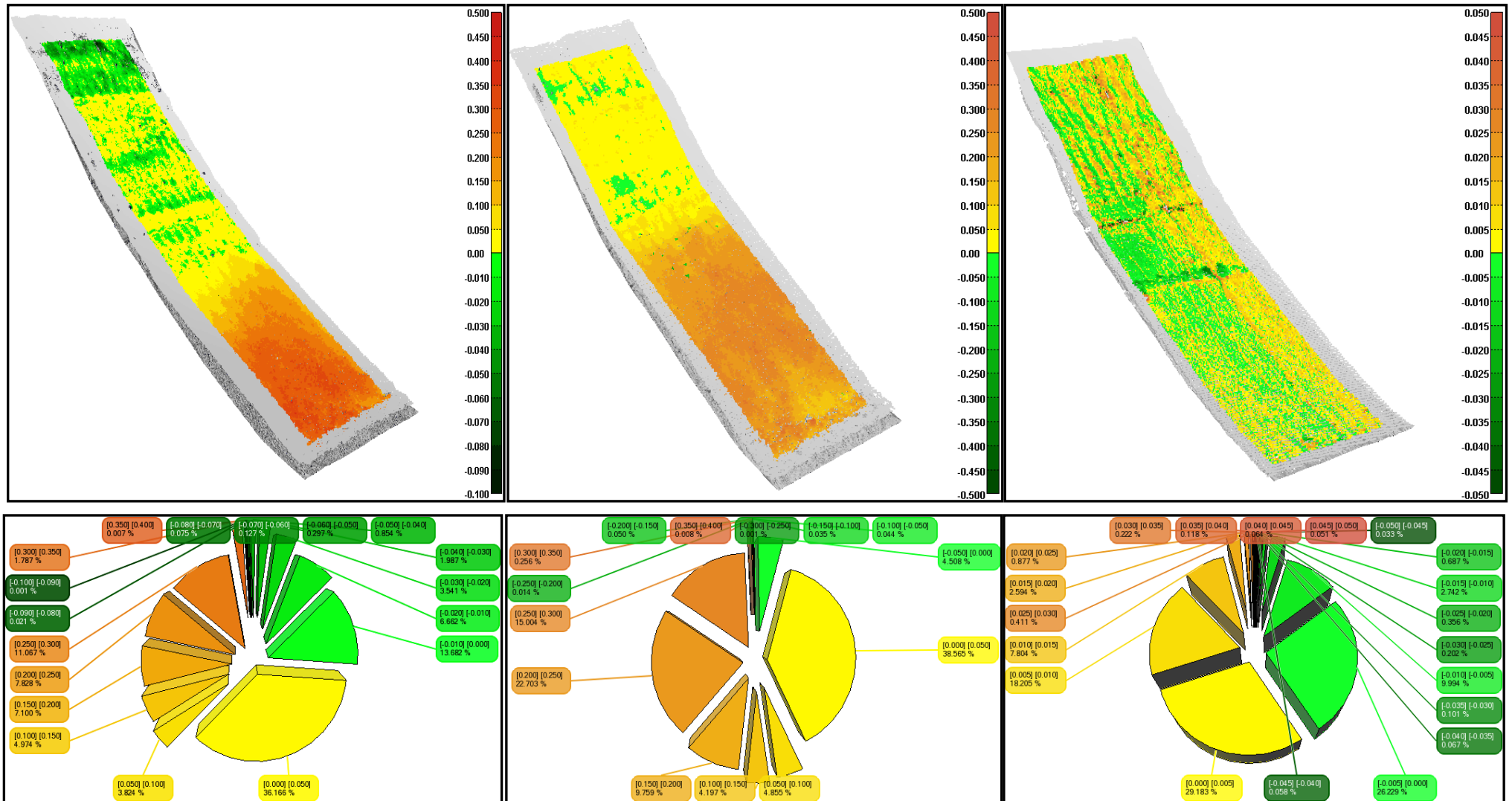


Figura V.4. Imágenes de los diagramas de tartas y de la distribución del suelo removido después de la aplicación de los tratamientos en las parcelas P7, P8 y P9.

Parcela 10: tierra vegetal

Parcela 11: apero + tierra vegetal

Parcela 12: apero

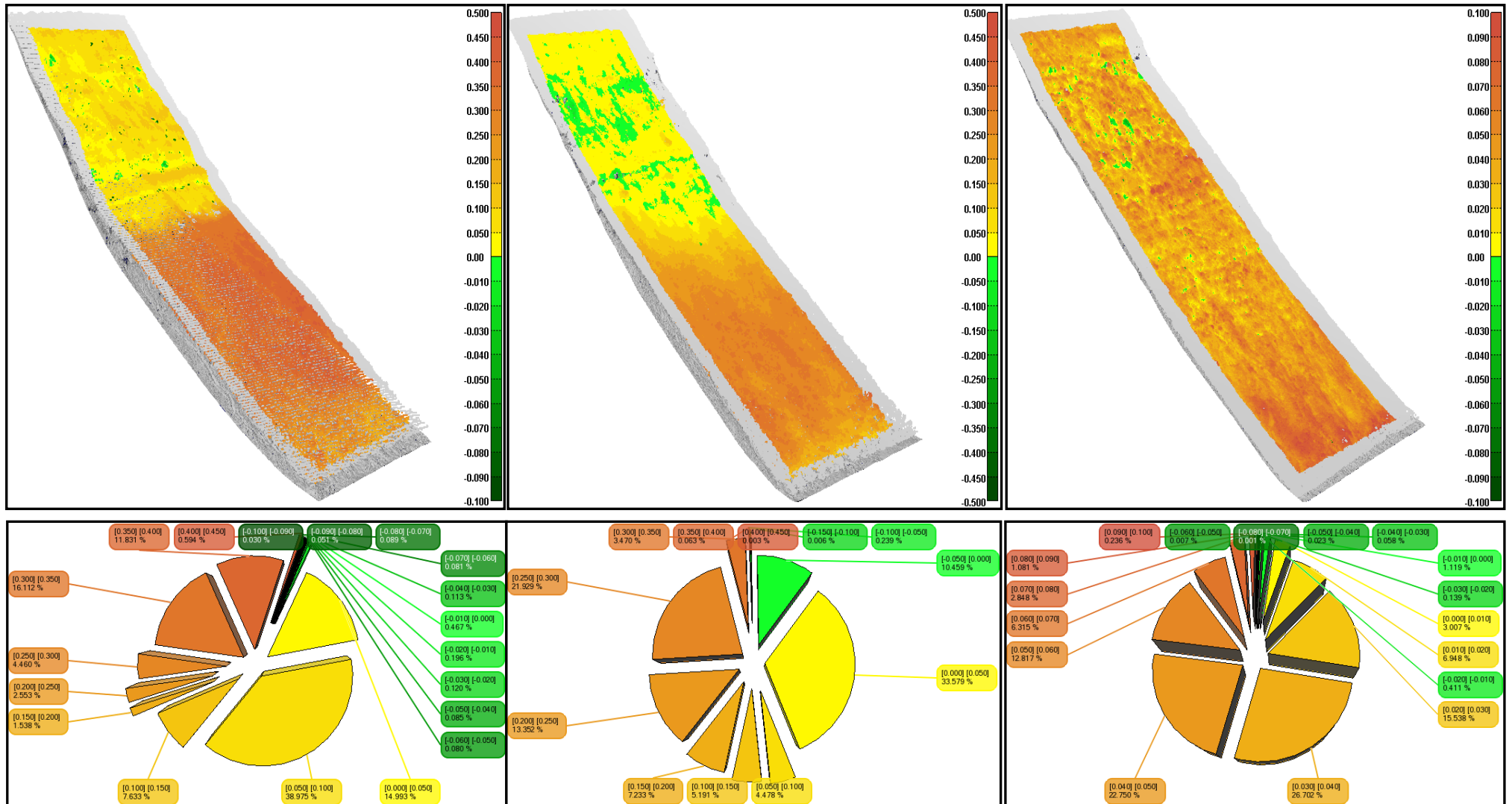


Figura V.5. Imágenes de los diagramas de tartas y de la distribución del suelo removido después de la aplicación de los tratamientos en las parcelas P10, P11 y P12.

Datos sobre la rugosidad

Tabla V.6. Valores de rugosidad antes y después de la aplicación de los tratamientos, y su incremento, para cada una de las franjas realizadas en cada parcela. AH es el incremento de la rugosidad después de la aplicación de los tratamientos.

Franja	Tratamiento: vacío Rugosidad (m)			Parcela 9	Franja	Tratamiento: apero Rugosidad (m)			Parcela 12	Franja	Tratamiento: TV Rugosidad (m)			Parcela 4	Franja	Tratamiento: AP+TV Rugosidad (m)			Parcela 8	
	Antes	Después	AH		Antes	Después	AH		Antes	Después	AH		Antes	Después	AH		Antes	Después	AH	
1	0.013	0.013	0.000		1	0.032	0.032	0.000		1	0.015	0.052	0.037		1	0.017	0.040	0.023		
2	0.016	0.015	-0.001		2	0.019	0.020	0.001		2	0.011	0.025	0.014		2	0.022	0.020	-0.002		
3	0.011	0.012	0.001		3	0.020	0.019	-0.001		3	0.023	0.012	-0.011		3	0.011	0.016	0.005		
4	0.030	0.030	0.000		4	0.010	0.017	0.007		4	0.036	0.03	-0.006		4	0.018	0.012	-0.006		
5	0.019	0.021	0.002		5	0.012	0.009	-0.003		5	0.042	0.041	-0.001		5	0.038	0.030	-0.008		
6	0.038	0.035	-0.003		6	0.008	0.010	0.002		6	0.038	0.047	0.009		6	0.049	0.038	-0.011		
Media	0.021	0.021	0.000		Media	0.017	0.018	0.001		Media	0.0275	0.0345	0.007		Media	0.026	0.026	0.000		
Franja	Tratamiento: vacío Rugosidad (m)			Parcela 2	Franja	Tratamiento: apero Rugosidad (m)			Parcela 13	Franja	Tratamiento: TV Rugosidad (m)			Parcela 7	Franja	Tratamiento: AP+TV Rugosidad (m)			Parcela 11	
	Antes	Después	AH		Antes	Después	AH		Antes	Después	AH		Antes	Después	AH		Antes	Después	AH	
1	0.035	0.033	0.002		1	0.018	0.016	-0.002		1	0.015	0.024	0.009		1	0.017	0.034	0.017		
2	0.027	0.027	0.000		2	0.013	0.016	0.003		2	0.035	0.033	-0.002		2	0.017	0.018	0.001		
3	0.024	0.029	-0.005		3	0.020	0.020	0.000		3	0.011	0.034	0.023		3	0.008	0.018	0.010		
4	0.017	0.015	0.002		4	0.014	0.016	0.002		4	0.022	0.027	0.005		4	0.015	0.013	-0.002		
5	0.030	0.026	0.004		5	0.021	0.023	0.002		5	0.02	0.026	0.006		5	0.019	0.022	0.003		
6	0.014	0.016	-0.002		6	0.013	0.020	0.007		6	0.03	0.027	-0.003		6	0.020	0.039	0.019		
7	0.028	0.030	-0.002		7	0.012	0.012	0.000		Media	0.022	0.029	0.006		Media	0.016	0.024	0.008		
Media	0.025	0.025	0.000		Media	0.016	0.018	0.002							Franja	Tratamiento: AP+TV Rugosidad (m)			Parcela 1	
Franja	Tratamiento: vacío Rugosidad (m)			Parcela 6	Franja	Tratamiento: apero Rugosidad (m)			Parcela 5	Franja	Tratamiento: TV Rugosidad (m)			Parcela 10		Antes	Después	AH		
	Antes	Después	AH		Antes	Después	AH		Antes	Después	AH		Antes	Después	AH					
1	0.053	0.052	-0.001		1	0.026	0.027	0.001		1	0.014	0.043	0.029			1	0.008	0.037	0.029	
2	0.026	0.026	0.000		2	0.018	0.020	0.002		2	0.019	0.024	0.005			2	0.019	0.013	-0.006	
																3	0.021	0.014	-0.007	

3	0.036	0.038	0.002	3	0.021	0.028	0.007	3	0.015	0.033	0.018	4	0.033	0.031	-0.002
4	0.020	0.019	-0.001	4	0.018	0.020	0.002	4	0.033	0.023	-0.010	5	0.017	0.022	0.005
5	0.017	0.016	-0.001	5	0.030	0.028	-0.002	5	0.029	0.033	0.004	6	0.021	0.020	-0.001
6	0.015	0.015	0.000	6	0.016	0.016	0.000	6	0.029	0.036	0.007	7	0.022	0.027	0.005
7	0.017	0.017	0.000	7	0.017	0.015	-0.002	Media	0.023	0.032	0.009	8	0.018	0.032	0.014
Media	0.026	0.026	0.000	Media	0.021	0.022	0.001					Media	0.0199	0.0245	0.005